



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

“HERRAMIENTAS DE GESTIÓN AMBIENTAL PARA LA  
INDUSTRIA DE REFINACIÓN: CASO SALINA CRUZ”

## **TESIS**

Que para obtener el grado de

### **Doctor en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Ecología)

Presenta

**María del Carmen González Macías**

La Paz, Baja California Sur, junio 2007

## COMITÉ TUTORIAL

**Dr. Sergio Hernández Vázquez, Director de Tesis**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dra. Lia Celina Méndez Rodríguez**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Charles A. Brandt**  
Pacific Northwest National Laboratory, PNNL Battelle  
**Dr. Isaac Schifter Secora**  
Instituto Mexicano del Petróleo

## COMITÉ REVISOR DE TESIS

**Dr. Sergio Hernández Vázquez, Director de Tesis**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dra. Lia Celina Méndez Rodríguez**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Charles A. Brandt**  
Pacific Northwest National Laboratory, PNNL Battelle  
**Dr. Isaac Schifter Secora**  
Instituto Mexicano del Petróleo

## JURADO DE EXAMEN DE GRADO

**Dr. Sergio Hernández Vázquez, Director de Tesis**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dra. Lia Celina Méndez Rodríguez**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Isaac Schifter Secora**  
Instituto Mexicano del Petróleo  
**Dr. Carlos Hernando Lechuga Devéze**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC  
**Dr. Luis Felipe Beltrán Morales (Suplente)**  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC

## ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10:00 horas del día 16 del Mes de Mayo del 2007, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

### "Herramientas de Gestión Ambiental para la Industria de Refinación: Caso Salina Cruz"

Presentada por el alumno:

María del Carmen González Macías

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Ecología

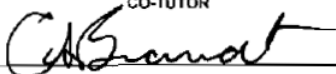
Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

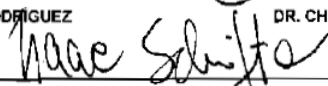
#### LA COMISION REVISORA

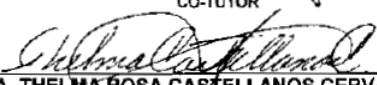
  
DR. SERGIO HERNÁNDEZ VÁZQUEZ  
DIRECTOR DE TESIS

  
DR. DANIEL BERNARDO LLUCH COTA  
CO-TUTOR

  
DRA. LIA CELINA MÉNDEZ RODRÍGUEZ  
CO-TUTOR

  
DR. CHARLES A. BRANDT  
CO-TUTOR

  
DR. ISAAC SCHIFTER SECORA  
CO-TUTOR

  
DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES,  
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

## RESUMEN

En este trabajo se estudian las concentraciones de metales y compuestos orgánicos en sedimentos superficiales colectados a lo largo de veinte años en las Bahías de Salina Cruz, así como la toxicidad y efecto en las comunidades del bentos. Se presentan los patrones espaciales y tendencias temporales, estableciendo los contaminantes críticos y su relación con las características de la comunidad de moluscos. Las muestras se analizan para Cr, Cu, Fe, Pb, Ni, V, y Zn en sedimentos, e hidrocarburos aromáticos totales HAT y material orgánico extraíble MOE en la columna de agua y en los sedimentos, además de las características de la comunidad de moluscos (riqueza, abundancia y diversidad).

La normalización de los metales con referencia al hierro y las fracciones finas del sedimento indican factores de enriquecimiento relativamente altos para el Pb a lo largo de las últimas dos décadas, y de acuerdo a las guías de calidad de sedimentos, debe considerarse como un elemento de interés potencial en el ecosistema marino.

Los índices de geoacumulación y los factores de enriquecimiento de los elementos restantes muestran valores comparables a aquellos observados en sitios con actividades similares a nivel mundial.

La distribución espacial sugiere que adicionalmente a las actividades portuarias existe una fuente adicional de plomo que explica las tendencias observadas. La secuencia de enriquecimiento de los metales en relación a las fracciones finas del sedimento es la siguiente:  $Pb > Zn > Fe > Cu > Cr > V > Ni$ , mientras que su posibilidad tóxica es:  $Pb > Ni > Cu > Zn$ .

Los compuestos orgánicos se acumulan en los sedimentos en las zonas someras asociados principalmente con la presencia de MOE y las fracciones finas.

Los índices de geoacumulación y los factores de enriquecimiento calculados sugieren que la contaminación puede derivarse de actividades antropogénicas relacionadas en el puerto y el mantenimiento de embarcaciones en el dique seco, así como de aportes externos al sistema. La concentración de hidrocarburos aromáticos (equivalentes de criseno) se presentó en un intervalo de 0.01 a 534  $\mu\text{g.l}^{-1}$  en agua, y de 0.10 a 2160  $\mu\text{g.g}^{-1}$  en sedimentos.

El plomo cubre todos los criterios para ser clasificado como contaminante de interés potencial COPC, mientras que los HAT al parecer son un COPC relacionado con actividades del pasado que se sugiere seguir estudiando (cuantificando las fracciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos), debido a las actividades industriales que tienen lugar en el sitio.

Se proponen concentraciones de fondo de los COPC (Pb y HAT) de acuerdo a los modelos de ajuste de las distribuciones acumuladas de sus concentraciones: a) Pb; concentración resiliente  $\leq 12 \mu\text{g.g}^{-1}$ , intervalo de variación natural  $>12 \leq 21 \mu\text{g.g}^{-1}$ , umbral de contaminación  $>21 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; b) HAT concentración resiliente  $\leq 10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , intervalo de variación natural  $>10 \leq 23 \mu\text{g.g}^{-1}$ , umbral de contaminación  $>23 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

La variación de la comunidad de moluscos esta relacionada con las características del ambiente (profundidad, sólidos suspendidos en agua y porcentaje de fracciones finas del sedimento), así como con el contenido de plomo, la variación de la riqueza además se relaciona con otros tres metales (Cu, Fe, Cr).



**Dr. Sergio Hernández Vázquez**  
**Director**

**Palabras clave:** Contaminación de Metales e Hidrocarburos aromáticos totales; Geoacumulación; Factores de Enriquecimiento; Sedimentos superficiales; Bahía de Salina Cruz.

## ABSTRACT

In this work, metals and organic compounds concentrations as well as their toxicity and effect in benthos communities from surface sediment samples collected in Salina Cruz Bay, Mexico in the last twenty years, are studied. Spatial patterns and temporal trends are presented, obtaining the Contaminants of Potential Concern COPC, and establishing their relation with mollusc community characteristics. Sediment samples were analyzed for the total available elements (Cr, Cu, Fe, Pb, Ni, V, and Zn). Concentrations of total aromatic hydrocarbons TAH and extractable organic matter EOM in the water column and sediment were quantified. Benthic molluscs community characteristics (richness, abundance and diversity) are analyzed.

Normalization of metals to iron and fine-grained fraction (<63  $\mu\text{m}$ ) indicated relatively high enrichment factors for lead during the last two decades. Sediment Quality Guidelines suggest that lead must be considered as a chemical of potential concern in the marine ecosystem.

Spatial distribution suggests that in addition to harbor activities, a transboundary source for Pb must account for the observed trends. Metals enrichment sequence in relation with sediment fine fractions is as follows:  $\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{V} > \text{Ni}$ , while their toxic possibility is:  $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Zn}$ .

Organic compounds, in sediments accumulate in shallow areas mostly associated with extractable organic matter and fine fractions.

Calculated geoaccumulation index and enrichment factors suggest that contamination could be derived from anthropogenic activities attributed to harbor and ship scrapping activities, as well as transboundary source. Concentration of total aromatic hydrocarbons (as chrysene equivalents) ranged from 0.01 to 534  $\mu\text{g.l}^{-1}$  in water, and from 0.10 to 2160  $\mu\text{g.g}^{-1}$  in sediments.

Lead attains all the criteria to be classified as COPC, while TAH appears as a COPC related with past practices that should to be studied (throughout the quantification of the polycyclic aromatic hydrocarbons fraction), due to the industrial activities that take place on site.

Background concentrations for COPC (Pb y HAT) are proposed according to their adjustment to cumulative distribution models as: a) Pb; resilience background concentration  $\leq 12 \mu\text{g.g}^{-1}$ , range of natural variation  $> 12 \leq 21 \mu\text{g.g}^{-1}$ , contamination threshold  $> 21 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; b) HAT resilience background concentration  $\leq 10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , range of natural variation  $> 10 \leq 23 \mu\text{g.g}^{-1}$ , contamination threshold  $> 23 \mu\text{g.g}^{-1}$ .

Molluscs community variation is related to environmental characteristics (depth, suspended solids in water and percentage of fine grains in sediments), as well as lead content, variation of richness besides is related to other three metals (Cu, Fe, Cr).

**Keywords:** Metal and Total aromatic hydrocarbon contamination; Geoaccumulation; Enrichment factors; Surface sediments; Bay of Salina Cruz.

## **DEDICATORIA**

*A mis Padres, a mis hermanos, a mis sobrinos a Isaac*

## **AGRADECIMIENTOS**

El convenio de colaboración IMP – 3474, entre el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC (CIBNOR) y el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP) para establecer un programa de formación a nivel doctoral para el personal del IMP, fue marco para el desarrollo de este esfuerzo, por lo que agradezco el interés de los funcionarios de ambas instituciones en proporcionarme la formación profesional, reconocimiento y desarrollo de carrera.

A miembros de los comités tutorial, revisor de tesis y al jurado de examen, porque en el ámbito de su especialidad, y con un gran compromiso y dedicación, aportaron guía, información, conocimiento, tiempo y vida, para mi formación a través de este trabajo.

A los revisores de los artículos publicados.

A los colegas del Instituto Mexicano del Petróleo que dirigieron los proyectos, prepararon y participaron en los muestreos, realizaron los análisis y guardaron o me permitieron custodiar la información utilizada, escucharon todos y cada uno de los avances de este trabajo y ayudaron a su realización.

A los funcionarios de PEMEX que se han interesado por dar seguimiento a una evaluación que recoje 20 años de información.



## Contenido

1	Introducción.....	1
1.1	Marco Teórico.....	1
1.1.1	Metales en el ambiente marino.....	3
1.1.2	Petróleo en el ambiente marino.....	5
1.1.3	Efectos de la contaminación en la biota.....	6
1.2	Planteamiento del Problema.....	16
1.2.1	Salina Cruz, Oaxaca.....	16
1.3	Antecedentes.....	24
1.4	Objetivos y Metas.....	27
1.4.1	Objetivos.....	27
1.4.2	Metas.....	27
2	Metodología.....	28
2.1	Área de Estudio.....	28
2.2	Muestreos.....	30
2.2.1	Agua.....	34
2.2.2	Sedimentos.....	35
2.3	Análisis Químico.....	36
2.3.1	Características Físicoquímicas del Agua y Sedimentos.....	36
2.3.2	Metales.....	36
2.3.3	Compuestos Orgánicos.....	38
2.4	Comunidad de Moluscos.....	41
2.5	Manejo de la Información.....	42
2.5.1	Contaminantes de Interés.....	42
2.5.2	Análisis de la comunidad de moluscos.....	52
3	Resultados.....	56
3.1	Caracterización del agua y tamaño de grano de sedimentos.....	56
3.2	Contaminantes de Interés Potencial.....	59
3.2.1	Metales pesados.....	59
3.2.2	Compuestos orgánicos.....	72
3.2.3	Concentraciones de Fondo de HAT y Pb.....	86
3.2.4	Concentraciones de compuestos orgánicos y metales con relación a los usos y eventos en las Bahías de SC.....	88
3.3	Comunidad de moluscos.....	91
3.3.1	Características de la comunidad.....	91
3.3.2	Relación de la comunidad de moluscos con el ambiente y los contaminantes.....	93
4	Discusión.....	111
4.1	Caracterización del estado de los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.....	111
4.2	Conclusiones.....	122
5	Literatura Citada.....	127
6	Apéndices.....	142
6.1	Apéndice A.....	143
6.1.1	Curvas que muestran las variables del ambiente y los contaminantes que predicen la variación de la comunidad de moluscos.....	144
6.1.2	Curvas que muestran las variables del ambiente y los contaminantes que no predicen la variación de la comunidad de moluscos.....	148
6.2	Apéndice B.....	159
6.3	Apéndice C.....	162

7	Anexos .....	164
7.1	Anexo 1 .....	165
7.2	Anexo 2 .....	186

## Lista de Figuras.

Figura 1. Mosaico aéreo del área de estudio.....	29
Figura 2. Estaciones de muestreo. Bahías del Sistema de Bahías de Salina Cruz (BSC) y Cuerpos Acuáticos Continentales (CAC).....	31
Figura 3. Batimetría de las Bahías de Salina Cruz. ....	32
Figura 4. Modelo conceptual del análisis de los contaminantes en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	42
Figura 5. Patrón de distribución espacial de los sólidos suspendidos totales en agua de las Bahías de Salina Cruz. ....	58
Figura 6. Distribución espacial de la materia orgánica ( $\log_{10} \mu\text{g.l}^{-1}$ ) en agua en las Bahías de Salina Cruz. ....	58
Figura 7. Patrón de depositación espacial de las fracciones finas del sedimento en las Bahías de Salina Cruz. ....	59
Figura 8. Curvas de dispersión mostrando las correlaciones significativas entre las concentraciones de metales pesados y porcentaje de Fe en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.....	64
Figura 9. Curvas de dispersión mostrando las correlaciones significativas entre las concentraciones de metales pesados y las fracciones finas $<63\mu\text{m}$ en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	64
Figura 10. Curvas de dispersión mostrando las correlaciones significativas entre las concentraciones de Pb con el % Fe y las fracciones finas $<63\mu\text{m}$ en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	65
Figura 11. Índice de Geo-acumulación (Igeo) y Factores de Enriquecimiento (FE) con relación a los valores promedio de la corteza terrestre de los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz utilizando el porcentaje de Fe y de las fracciones finas de grano $<63\mu\text{m}$ como referencia. ....	67
Figura 12. Efecto Tóxico de los metales de acuerdo a los criterios de calidad de sedimentos superficiales SQG.....	68
Figura 13. Tendencia temporal de las concentraciones de Pb en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.....	69
Figura 14. Tendencia Temporal de las concentraciones de Cr en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.....	70
Figura 15. Mapa de la distribución espacial de las concentraciones de Pb en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	72
Figura 16. Mapa de la distribución de MOE en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz. ....	76
Figura 17. Curvas de dispersión mostrando las relaciones entre la concentración de HAT con la presencia de MOE y las fracciones de grano fino ( $<63 \mu\text{m}$ ) de los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz. ....	80
Figura 18. Índice de Geo-acumulación (Igeo) (A). Factores de Enriquecimiento: (B) Utilizando MOE Río Tehuantepec, y (C) Fracciones finas $<63 \mu\text{m}$ Río Tehuantepec.....	82

Figura 19. Tendencia temporal de las concentraciones de HAT en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.....	84
Figura 20. Mapa de la distribución de HAT en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz. ....	85
Figura 21. Método para determinar las concentraciones naturales de fondo de HAT en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz. ....	87
Figura 22. Método para determinar las concentraciones naturales de fondo de Pb en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz. ....	88
Figura 23. Comparación de los valores de las concentraciones de HAT en los sedimentos de los sitios y eventos identificados en las Bahías de Salina Cruz. ....	90
Figura 24. Comparación de los valores de las concentraciones de Pb en los sedimentos de los sitios y eventos identificados en las Bahías de Salina Cruz. ....	91
Figura 25. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de Plomo en sedimentos. ....	99
Figura 26. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de HAT en sedimentos. ....	100
Figura 27. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de plomo en sedimentos. ....	102
Figura 28. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de cobre en sedimentos. ....	103
Figura 29. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de hierro en sedimentos. ....	104
Figura 30. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de cromo en sedimentos. ....	106
Figura 31. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de HAT en sedimentos. ....	107
Figura 32. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de Pb en sedimentos. ....	109
Figura 33. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de HAT en sedimentos. ....	110
Figura 34. Modelo conceptual de la contaminación de los sedimentos de las BSC.....	112

## Lista de Tablas

Tabla I. Bahías de Salina Cruz: Composición de la matriz de muestreo. ....	33
Tabla II. Cuerpos acuáticos continentales: Composición de la matriz de muestreo de compuestos orgánicos y tamaño de grano en sedimentos.....	34
Tabla III. Bahías de Salina Cruz: Muestras de Metales Analizadas (MA), Límites de Detección (LD) y número de muestras menores al límite de detección (<LD). ....	38
Tabla IV. Bahías de Salina Cruz, Análisis de compuestos orgánicos, y características fisicoquímicas en agua y sedimentos: Número de muestras analizadas (nMA), Límites de Detección (LD), y número de muestras menores al límite de detección (<LD). ....	40
Tabla V. Relación de análisis estadísticos, datos utilizados en cada uno y función de transformación aplicada.....	45
Tabla VI. Resumen estadístico de la caracterización del agua y tamaño de grano de sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	57
Tabla VII. Resumen estadístico de las concentraciones de metales en sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	60
Tabla VIII. Coeficientes de correlación de Pearson entre pares sedimentológicos y metales en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz. ....	62
Tabla IX. Bahías de Salina Cruz y Cuerpos Acuáticos Continentales: Concentraciones de compuestos orgánicos y porcentaje de fracciones finas de los sedimentos superficiales.....	74
Tabla X. Coeficientes de correlación (r) entre pares de variables de compuestos orgánicos y características fisicoquímicas del medio en agua (a) y sedimentos (s) en la Bahías de Salina Cruz. ....	77
Tabla XI. Coeficientes de correlación (r) entre pares de variables de compuestos orgánicos y tamaño de grano en sedimentos superficiales de los Cuerpos Acuáticos Continentales. ....	79
Tabla XII. Relación de actividades / eventos para la caracterización de sitios con diferentes usos en las Bahías de SC.....	89
Tabla XIII. Resumen estadístico de las características de la comunidad de moluscos bénticos y profundidad en las Bahías de Salina Cruz. ....	92
Tabla XIV. Varianza explicada con los modelos obtenidos con ACE entre variables de respuesta “dependientes” (características de la comunidad de moluscos) y variables de predicción “independientes” (contaminantes y características fisicoquímicas del medio en agua a y sedimentos s) para las Bahías de Salina Cruz. ....	95
Tabla XV. Coeficientes de correlación (r) entre variables de respuesta (características de la comunidad de moluscos) y variables de predicción (contaminantes y características fisicoquímicas del medio en agua a y sedimentos s) .....	97
Tabla XVI. Cocientes de la relación estacional de las características fisicoquímicas, niveles de metales y compuestos orgánicos del agua y sedimentos de las BSC.....	114
Tabla XVII. Contaminantes de interés potencial y criterios de selección.....	116

Tabla XVIII. Valores de referencia propuestos para los contaminantes de interés COPC en las BSC.....	117
Tabla XIX. Variables que presentan curvas de relación que explican la variación de las características de la comunidad de moluscos en los sedimentos de las BSC. ...	120
Tabla XX. Características de las actividades / eventos estadísticamente diferentes en las Bahías de SC.....	121

# **“Herramientas de gestión ambiental para la industria de refinación: Caso Salina Cruz”**

## **1 Introducción**

### **1.1 Marco Teórico**

El estudio de los contaminantes orgánicos e inorgánicos en los ambientes marinos costeros, especialmente los sistemas estuarinos, es de gran importancia debido a que estas áreas son biológicamente productivas pero reciben descargas de contaminantes desde fuentes asentadas en tierra; vía los acarreo de los ríos y las descargas industriales y municipales. Por lo tanto, los estuarios actúan como zona de tránsito en las que los contaminantes son transportados de los ríos a los océanos (Karichknoff *et al.*, 1979; Means *et al.*, 1980, Kot-Wasik *et al.*, 2004).

En la mayor parte de las regiones costeras del mundo se han reportado daños debidos a la contaminación que afectan significativamente las pescas comerciales costeras y marinas. Por tanto el control de la contaminación ha sido identificado como una necesidad inmediata para conservar y manejar de manera sustentable las pesquerías existentes y los recursos acuáticos en general.

Las descargas crónicas de efluentes, los derrames accidentales, y los buques atracados, introducen cantidades importantes de hidrocarburos y metales desde las áreas costeras urbanizadas. De manera particular las descargas municipales se consideran una fuente importante de hidrocarburos al ambiente marino estimándose que representan alrededor de un 5% del total incorporado al año a nivel mundial (Latimer *et al.*, 1996; Eganhouse *et al.*, 1982; Barrick, 1982).

Dependiendo de las características de partición de los hidrocarburos, una fracción se adsorbe en las partículas suspendidas y se acumula en los sedimentos, los que se convierten

en reservorios a largo plazo y a su vez en fuentes secundarias de contaminación vía resuspensión y transporte.

Los sedimentos entonces son indicadores valiosos para el monitoreo de contaminantes en los ambientes acuáticos (Ergin *et al.*, 1991; Balls *et al.*, 1997; Atgin *et al.*, 2000). Los sedimentos se pueden encontrar contaminados por varios tipos de sustancias tóxicas y peligrosas, incluyendo elementos que se acumulan vía el depósito de efluentes líquidos, escorrentías continentales o lixiviación que acarrear al ambiente marino compuestos químicos que se originan de un gran número de fuentes urbanas, industriales, actividades agrícolas, y por precipitación de la atmósfera. (Rivail Da Silva *et al.*, 1996; Fukue *et al.*, 1999; Karageorgis *et al.*, 2002; Zabetoglou *et al.*, 2002; Mucha *et al.*, 2003).

La cantidad de metal en los sedimentos se ve afectada por el tipo y cantidad de materia orgánica, el tamaño de grano, así como la capacidad de intercambio catiónico y la composición del mineral que lo contiene (Tam y Wong, 1995).

La mayoría de los metales pesados están ligados a las fracciones finas del sedimento (<63  $\mu\text{m}$ ) debido principalmente a la relación del área superficial del tamaño de grano con respecto al contenido de sustancias húmicas donde se presenta un mayor potencial de biodisponibilidad (Horowitz y Elrick, 1987; Moore *et al.*, 1989; Everaert y Fischer, 1992).

Existen correlaciones positivas entre la concentración de los metales y la disminución del tamaño de partícula de sedimento, sugiriendo que la adsorción en los lodos es el principal mecanismo de su acumulación en los sedimentos marinos Al-Abdali *et al.* (1996). Las concentraciones de hidrocarburos del petróleo generalmente oscilan entre <1  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  hasta aproximadamente 10  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  para sedimentos intermareales y estuarinos no contaminados (Volkman *et al.*, 1992; Bouloubassi y Saliot, 1993).

Un manejo ambiental efectivo requiere de indicadores biológicos para evaluar el estado y las tendencias de los recursos de interés. La infauna béntica ha sido utilizada extensamente como indicadora del estado ecológico de los ambientes marinos ya que los estudios han



demostrado repetidamente que el bentos responde de manera predecible a varios tipos de estrés natural y antropogénico).

Las características que hacen al bentos indicador útil en la evaluación de impactos incluyen entre otras su alto potencial de exposición al estrés. Los organismos del bentos tienen una movilidad limitada y no pueden evitar las condiciones adversas del medio, por tanto están expuestos a los contaminantes acumulados en los sedimentos y a las bajas condiciones de oxígeno de las aguas cercanas al fondo. Como resultado, las comunidades del bentos, a diferencia de cualquier otra fauna pelágica, reflejan condiciones ambientales locales (Gray, 1981; Pearson y Rosenberg, 1978; Dauer, 1993; Tapp *et al.*, 1993; Wilson y Jeffrey, 1994; Weisberg *et al.*, 1997).

Otra ventaja de utilizar la infauna béntica como indicador biológico es su diversidad taxonómica. Los organismos del bentos poseen un intervalo amplio de tolerancias fisiológicas, modos de alimentación e interacciones tróficas, que los hacen altamente sensibles a un amplio esquema de estresores ambientales. Sin embargo esta diversidad de respuestas hace difícil en ocasiones la interpretación de las investigaciones, ya que estas comunidades tienen la habilidad de responder a la exposición a fuentes puntuales (como una descarga acuosa), o cambios temporales en la exposición en el hábitat (Pearson y Rosenberg, 1978; Rhoads *et al.*, 1978; Boesch y Rosenberg, 1981).

#### **1.1.1 Metales en el ambiente marino**

Los metales pesados son subproducto de varios procesos industriales incluyendo el de la transformación de petróleo. En el ambiente marino se descargan como residuos diferentes cantidades y tipos de metales (Robson y Neal, 1997). Los metales también se incorporan al ambiente marino a través de fuentes asentadas en tierra vía la atmósfera y efluentes. El uso de los metales considerados tóxicos se ha restringido enormemente, para los diez considerados como los más dañinos a la vida marina. Estos incluyen en orden decreciente de toxicidad al mercurio, cadmio, plata, níquel, selenio, plomo, cobre, cromo, arsénico y zinc (Davies, 1978).

Una revisión de las diferentes fuentes de aporte de metales pesados al mar y su posible papel en el ecosistema, muestra que en su estado elemental no se degradan y o no son tóxicos, pero sí peligrosos en forma de cationes, o cuando forman compuestos organometálicos con hidrocarburos de cadena corta (Goldberg, 1995). Su toxicidad se asocia con su interferencia en los procesos metabólicos que involucran compuestos que contienen azufre pues reaccionan con los grupos sulfhidrilo de las proteínas y las enzimas de los organismos vivos (Davies, 1978).

Se han realizado una gran variedad de estudios para evaluar las tasas y mecanismos de bioacumulación de los metales en organismos marinos. Estos estudios se han motivado por los aspectos de salud pública relacionados con el consumo de productos marinos. De los trabajos emerge la necesidad de establecer criterios mejores de calidad de agua y sedimentos para las regiones costeras, así como evaluar el riesgo, para lo cual se requiere información de la bioacumulación y los factores de bioconcentración de contaminantes para una gran diversidad de organismos marinos (CIESM, 2002).

La biodisponibilidad de metales está influenciada por procesos fisicoquímicos complejos que incluyen: pH, temperatura, salinidad, carbón orgánico disuelto, capacidad redox. Se reconoce que estos factores externos influyen en la bioacumulación de los metales por los organismos cambiando ya sea la biodisponibilidad de los metales en su fase disuelta o particulada en el agua y sedimentos o los atributos fisiológicos de los organismos.

Un número importante de publicaciones han presentado los principios de organización para entender y predecir el origen y efectos de una amplia variedad de metales. Estos incluyen consideraciones químicas interacciones biológicas en general, como la bioacumulación en organismos marinos y los efectos toxicológicos (Kaiser, 1980; Nieboer y Sanford, 1985; Whitfield y Turner, 1987; Nieboer y Richardson, 1980; Williams, 1981; Fisher, 1986).

Encarados con las observaciones generales, los científicos han aceptado la noción de que solo una fracción de la concentración de metales es “biodisponible”. No hay duda de que este precepto es cualitativamente correcto, pero en las pruebas ha resultado difícil, desarrollar una definición cuantitativamente aceptada de “biodisponibilidad”. Existen dos

factores importantes que contribuyen a este dilema: (i) la diversidad de rutas por las cuales los metales pueden ser acumulados por los organismos acuáticos, y (ii) la naturaleza dinámica de la especiación de los metales (así como las limitaciones analíticas para medir esta especiación).

Con relación al primer factor, se puede hacer una distinción práctica entre aquellos organismos que están expuestos solo a la fase disuelta de los metales: bacterioplancton, células del fitoplancton, o macrofitas, y aquellos que están expuestos a ambas fases y que incorporan los metales a través de la ingestión: protozoarios, zooplancton y organismos superiores ya sea herbívoros / carnívoros. Sin embargo, aún bajo esta clasificación existen una variedad de rutas a través de las cuales se favorece la incorporación de los metales en las cadenas biológicas.

La influencia del segundo factor es tanto más sutil. En la mayoría de los casos, la partición de los metales en sus diferentes formas químicas es muy rápida. Bajo estas circunstancias, si una forma particular de metal es tomada de la solución de exposición (ión libre de Fe), su concentración va a disminuir sólo temporalmente, ya que el equilibrio externo tenderá a reemplazar la forma de metal que ha sido tomada del medio (CIESM, 2002).

### **1.1.2 Petróleo en el ambiente marino**

Desde la mitad del siglo XIX la atención a la contaminación por petróleo ha aumentado como resultado del incremento en las operaciones de transporte con buques tanque y los accidentes ocurridos, que con mucha frecuencia han resultado en derrames de crudo en el ambiente marino. Bajo condiciones estables, las partículas limo arcillosas y otros materiales suspendidos retienen el aceite y promueven su remoción al fondo donde se depositan. Las refinerías costeras son entre otras, una fuente obvia de riesgo al ecosistema ya que en ellas se procesan y almacenan millones de barriles de petróleo crudo y sus diferentes fracciones.

El agua que se usa en varios de los procesos inevitablemente se contamina con hidrocarburos y, si no es tratada adecuadamente, contiene cargas significativas de aceites y grasas que son liberadas al ambiente. Debido a la carencia de sistemas de tratamiento y

recepción de desechos en los puertos y a la ausencia de una legislación y vigilancia efectivas, en varios países los barcos tanto foráneos como domésticos deslastran en muchas ocasiones sus residuos aceitosos directamente al mar.

Para calcular la severidad de la contaminación por petróleo, se han propuesto varios indicadores, entre ellos: (i) altas concentraciones ( $>100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) de hidrocarburos totales; (ii) n-alcenos  $\text{C}_{21}\text{-C}_{35}$  sin predominancia de nones sobre pares; (iii) distribuciones complejas; (iv) mezcla no resuelta que produce un aumento de la línea base en un cromatograma de gases de la fracción de hidrocarburos; (v) biomarcadores (Volkman *et al.*, 1992).

Las investigaciones a nivel mundial sobre los efectos de la industria en el ambiente marino se han dedicado a evaluar de manera sistemática las concentraciones de metales e hidrocarburos en el ambiente (Law y Biscaya, 1994; Caruso-Bicego *et al.*, 1996; Budzinski *et al.*, 1997; Law *et al.*, 1997; Maldonado *et al.*, 1999; Comendatore *et al.*, 2002; McCready *et al.*, 2000; Parga-Lozano *et al.*, 2000; Ricking y Schulz, 2002; Telli-Karakoc *et al.*, 2002). La cuantificación de ellos en el medio se utiliza para delimitar los efectos de las actividades petroleras y sus accidentes (Al-Abdali *et al.*, 1996; Massoud *et al.*, 1996; Woodhead *et al.*, 1999; Grant y Briggs, 2002; Readman, *et al.*, 2002). Así mismo se han propuesto valores de calidad de los sedimentos, Guías de Calidad de Sedimentos (SQG), basados en estudios disponibles sobre niveles de toxicidad y se ha tratado de establecer la relación de las concentraciones de diferentes compuestos químicos en el ambiente con efectos biológicos adversos (Klapow y Lewis, 1975; Chapman *et al.*, 1987; Chapman, 1989; Long, 1992; Long *et al.*, 1995; MacDonald *et al.*, 1996; Long y MacDonald, 1998; Long *et al.*, 1998, Long *et al.*, 2006).

### **1.1.3 Efectos de la contaminación en la biota**

#### 1.1.3.1 Metales

Los metales son tomados por los organismos acuáticos de soluciones que atraviesan la superficie de la membrana permeable por una o más rutas de transporte (Blust, 2002), que incluyen:

- a) transporte mediado por un acarreador en el que el ión metálico se une a una membrana proteica;
- b) canal de membrana, consistente de una proteína con un centro hidrofílico a través de la cual los iones metálicos son transportados, podría ser considerado una variación de la ruta de proteína acarreadora;
- c) difusión pasiva de una forma metálica liposoluble (no-polar) que se disuelve en la bicapa lipídica. Incluye compuestos alquil-metálicos, lipofílicos y complejos inorgánicos como el ( $\text{HgCl}_2$ );
- d) endocitosis, cuando una región de la membrana celular se invagina para incorporar una partícula metalo-ferrosa por transferencia en una vesícula intracelular.

La interferencia por metales causa un incremento en la permeabilidad de la membrana de las células de fitoplancton y de otras algas marinas, que lleva a estos organismos a la pérdida de los constituyentes intracelulares y con ello la pérdida de la integridad celular. Kayser (1976) observó cambios en la forma de las células del fitoplancton como resultado de la incorporación de metales los que seguramente se relacionaban con la integridad celular.

De manera similar, Davies (1978) encontró la producción de células del fitoplancton extremadamente grandes por la presencia de Cu y Hg, relacionado el espectro de la talla de las células con las concentraciones de mercurio principalmente. Concluyó que los metales inhiben la división de las células del fitoplancton y por lo tanto éstas crecían alcanzando tamaños superiores.

Una vez incorporados en los sistemas biológicos de organismos superiores, los metales se concentran en los tejidos ricos en proteínas como los músculos y el hígado. Los límites corporales de metales en mamíferos marinos se han asociado con una gran variedad de respuestas, que incluyen: infiltración en los linfocitos, lesiones y degeneración de las grasas, degradación del estado nutricional y patología pulmonar en los delfines nariz de botella (Siebert *et al.*, 1999).

El cadmio, el plomo y el mercurio se reconocen como inmunodepresores potenciales; en particular la acumulación de mercurio es de gran interés ya que los mamíferos tienden a acumularlo en el hígado en niveles mayores que otros organismos marinos (Law *et al.*, 1999). Debido a su larga vida media y alta movilidad en el sistema marino, el mercurio presenta una acumulación relacionada con la edad de los organismos y una fuerte biomagnificación en la cadena trófica (Nigro y Leonzio, 1996).

Los bivalvos son un componente biológico importante de los ecosistemas marinos y costeros y se usan comúnmente como biomonitores para evaluar la exposición de organismos acuáticos a la contaminación por metales (Goldberg *et al.*, 1983). La especie marina *Mytilus edulis* se utiliza ampliamente en el monitoreo de la contaminación por metales en estos ambientes (De Kock y Kramer, 1994).

Los bivalvos pueden acumular metales tanto de la fase disuelta como por la ingestión de partículas. Los estudios más recientes con relación al riesgo ecológico que posee la contaminación por metales se han enfocado a los modelos de bioacumulación de las diferentes rutas conocidas en las que se incluyen ambas vías de absorción (Luoma *et al.*, 1992; Wang *et al.*, 1996; Lee *et al.*, 2001).

La absorción de metales en los moluscos bivalvos desde el agua o como alimento puede estar influenciada por la variación en la temperatura y salinidad del agua, que cambian la geoquímica de los metales y los atributos fisiológicos de los organismos acuáticos. La temperatura cambia tanto la química de los metales en el agua de mar como la fisiología de los moluscos (Byrne *et al.*, 1988; Dame, 1996).

Los cálculos teóricos de los compuestos metálicos en metales en agua de mar, indican que cambios en la temperatura y pH tienen más efectos en los complejos de carbonatos y menores en los cloruros (Byrne *et al.*, 1988). En experimentos con organismos completos, Phillips (1976) detectó la ausencia de efectos relacionados con la temperatura en la acumulación de Cd, Cu, Pb y Zn excepto a bajas salinidades (<18). Fischer (1986) también observó que la acumulación de Cd en mejillones decrecía significativamente sólo a temperaturas muy bajas (<7 °C).

La temperatura afecta la especiación de los metales, su pH, solubilidad, y velocidad de reacción (Byrne *et al.*, 1988; Blust *et al.*, 1994; Wang *et al.*, 1996). Baines *et al.* (2005), también encontraron una relación positiva entre la temperatura y la eficiencia en la asimilación de metales en la dieta. Estos estudios son consistentes con resultados en otros organismos, encontrándose también una correlación positiva entre la temperatura y la absorción de los metales, su acumulación o su toxicidad (McLusky *et al.*, 1986; Bervoets *et al.*, 1996; Chowdhury y Blust, 2001).

En muchos organismos acuáticos marinos incluyendo *Mytilus edulis*, el papel de la temperatura en la bioacumulación de metales permanece sin entenderse claramente. En estudios donde se investigó la absorción de Cu, Co, Cd y Pb en mejillones con relación a diferentes gradientes de temperatura (6–26 °C), al exponer las branquias de los mismos aisladamente, mostraron una relación positiva con la absorción, pero en el caso de los experimentos con los organismos completos, sólo la acumulación de los metales no esenciales (Cd, Pb) mostró una tendencia similar mientras que los dos esenciales Co y Cu fueron independientes e inversamente relacionados a la temperatura, respectivamente. Con la excepción del Cu, el proceso de eliminación de los metales parece ser independiente de la temperatura (Mubiana y Blust, 2007).

Existen pocos estudios de bioacumulación o biocinética que hayan evaluado la influencia de la absorción de metales provenientes de la dieta y su retención bajo condiciones externas no controladas (Croteau *et al.*, 2002).

Por otro lado se ha dado poca atención al efecto de la mezcla alimenticia en la absorción por los organismos acuáticos, mientras que la mayoría de los estudios se han ocupado de la absorción en la fase disuelta (Lee *et al.*, 2001).

Algunos estudios sugieren que los metales asociados a partículas vivas son más biodisponibles relativamente vía su ingestión que los metales asociados a partículas inorgánicas debido probablemente a las estrategias digestivas de los organismos, que tienden a retener los alimentos nutritivos por periodos más prolongados (Reinfelder y Fisher, 1991; Decho y Luoma, 1991).

Otros estudios previos proponen que el tiempo de retención en el tracto intestinal de metales asociados a partículas puede relacionarse funcionalmente con la eficiencia de asimilación de los metales. Sin embargo esta relación es empírica y debe evaluarse sistemáticamente bajo diferentes condiciones experimentales.

Tanto la oxigenación del agua como la ingestión de partículas son factores importantes como rutas de absorción en los bivalvos filtradores. Por lo tanto es necesario considerar varios parámetros fisiológicos que pueden influir en la bioacumulación de metales, como: tasa de ingestión, eficiencia de asimilación de los metales en el intestino, tasa de eliminación, eficiencia de absorción en las branquias y tasa de conversión de los metales absorbidos en los tejidos (Wang *et al.*, 1996).

#### 1.1.3.2 Hidrocarburos

Los compuestos biodisponibles pueden pasar a través de las membranas disolviéndose en la fase lipídica de las mismas, o a través de canales si el tamaño y la carga molecular son las correctas. La biodisponibilidad de los compuestos orgánicos no polares en los organismos marinos también depende de las formas físicas y químicas de los compuestos. Los compuestos orgánicos en solución verdadera en agua de mar son usualmente más disponibles que los complejados o adsorbidos en formas sólidas.

Por su parte los hidrocarburos aromáticos pueden presentarse en solución verdadera; complejados con material orgánica disuelta y coloides; como micelas, adsorbidos en la superficie de las partículas u ocluidos en las partículas (hollín, alquitrán, o breas), asociados a gotas de aceite, y en los tejidos de los organismos marinos (Readman *et al.*, 1984a,b; Gschwend y Schwarzenbach, 1992).

Los hidrocarburos en sus diferentes fases son intercambiables, pero en cualquier momento, sólo una fracción del total de hidrocarburos en el agua se encuentra en alguna de sus formas disponibles. Los disueltos son los más biodisponibles, seguidos por los acumulados en los tejidos (si son ingeridos en la cadena trófica) o por los asociados con gotas líquidas de petróleo.



Los compuestos BTEX (Benceno, Tolueno, Etil-benceno y Xilenos) presentan una solubilidad moderada en fase acuosa y una alta en los lípidos, por tanto, se bioacumulan rápidamente en los tejidos ricos en lípidos de los organismos marinos. Los BTEX se pueden repartir en el agua ambiente y en los tejidos grasos de los organismos en relación directa con su hidrofobicidad y lipofilicidad, lo que es proporcional a sus coeficientes de reparto octanol/agua ( $\log K_{ow}$ ) (Neff, 2002).

Adicionalmente, la mayoría de los compuestos orgánicos no polares no tienen un modo de toxicidad específico, en su lugar inducen respuestas tóxicas cuando se acumulan en los lípidos del tejido en una concentración crítica (particularmente en la membrana), causando narcosis no específica (Abernethy *et al.*, 1988). Veith y Kosian (1983) demostraron que los compuestos de BTEX se adsorben en las células de las algas y no sólo en la pared, por tanto la adsorción pasiva no explica por sí misma la bioacumulación superior a la esperada que se observa. Las algas son capaces de eliminar los BTEX acumulados cuando son regresadas a medios de cultivo libres de hidrocarburos.

Los crustáceos marinos y los peces tienen una sensibilidad similar a los BTEX (Neff, 1979). La toxicidad no aumenta en todas las especies en la medida en la que el peso molecular de los BTEX lo hace. Las diferencias en la toxicidad de cuatro isómeros del etil-benceno y dos de trimetil-benceno se relacionan probablemente con la posición de los grupos alquil, que en turno afectan los límites de las concentraciones críticas de los organismos (Abernethy *et al.*, 1986, 1988).

Una concentración de benceno de  $73,600 \mu\text{g.l}^{-1}$  interfiere con la reproducción de la macroalga *Champia parvula* (Thursby y Steele, 1986). Algunas especies o estadios de desarrollo de animales marinos son más sensibles que otros. Por ejemplo, el cangrejo *Crago franciscorum* y los ejemplares juveniles del robalo rayado *Morone saxatilis* son más sensibles a la presencia de BTEX, mientras que otros como el pez *Gambusia affinis* son extremadamente tolerantes (Benville y Korn, 1977; Wallen *et al.*, 1957).

Entre los mecanismos de toxicidad aguda de los organismos marinos a los BTEX se encuentran la narcosis y las alteraciones en la permeabilidad de la membrana de las células,

particularmente en las branquias; ambas repuestas se pueden atribuir a la absorción de los BTEX en las membranas celulares ricas en lípidos, que causan la expansión de la misma y su eventual disrupción (Meyerhoff, 1975; Abernethy *et al.*, 1986, 1988).

Los BTEX también pueden causar trastornos en el desarrollo. En los embriones del erizo de mar *Paracentrotus lividus* se ha presentado un incremento en la incidencia de defectos del desarrollo y anomalías en la división celular metafase / anafase cuando se les expone a benceno (Pagano *et al.*, 1988). La exposición a diferentes xilenos causa una división temprana anormal en los huevos fertilizados de bacalao *Gadus morhua* (Kjørsvik *et al.*, 1982).

Los hidrocarburos aromáticos monocíclicos también inhiben la metamorfosis del estado de nado libre larvario a pólipo del hidróide marino *Hydractinia echinata*; en el caso de hidróides existe una relación inversa entre el peso molecular de los hidrocarburos aromáticos y su toxicidad (Chicu y Berking, 1997).

La toxicidad del benceno en mamíferos se atribuye a la presencia de hidroquinona y metabolitos de ruptura de los anillos que se producen en el hígado y otros órganos (Henderson, 1996). No existe evidencia de que otro tipo de hidrocarburos aromáticos monocíclicos sea carcinogénico en animales o humanos (IARC, 1989).

La mayoría de los peces, crustáceos y moluscos bivalvos colectados cerca de las descargas de agua de producción y de las plataformas marinas en general no contienen concentraciones detectables de benceno, etil-benceno o tolueno (Offshore Operators Committee, 1997a,b).

La sensibilidad de los equinodermos y moluscos se puede entender a partir del uso de residuos de aceites con el fin de formar barreras alrededor de los bancos de ostiones para protegerlos de predadores como otros moluscos y estrellas marinas. Smith (1970) observó la mortalidad y eliminación de estrellas y erizos marinos como resultado de la contaminación por aceite y diesel, indicando que emulsiones de aceite del 1% pueden inactivar el pie de alimentación de los erizos.

Los fenoles que se presentan comúnmente en las descargas de refinerías irritan las branquias de los peces y causan secreciones severas y daños en las membranas de las mucosas, afectando también los sistemas endocrino y nervioso. Russel y Kotin (1956) encontraron papilomas y carcinomas en los labios de peces de hábitos alimenticios de fondo capturados cerca de las refinerías y cambios en la membrana celular causados por los hidrocarburos que podrían haber dado origen a cambios en las células y consecuentemente originar cáncer.

En el caso de las aves, las especies de hábitos principalmente voladores como las gaviotas, pelícanos y otros similares presentan un riesgo relativamente menor de ser intoxicados por las actividades de la industria del petróleo que aquellos que pasan la mayor parte de su ciclo de vida exponiéndose al contacto de los compuestos de productos de petróleo en la superficie de las aguas ya sea por descargas acuosas o por precipitación de las emisiones atmosféricas (patos, garzas, patos buzo, cormoranes, etc.). El efecto primario de la presencia de petróleo en el mar es el manchado de su plumaje, debido al cambio de permeabilidad que se produce en el mismo, el agua reemplaza el aire atrapado con la resultante eliminación de la capa aislante de calor y la reducción de la flotabilidad, las aves en consecuencia pierden sus habilidades para nadar y volar.

Se piensa que la presencia de productos del petróleo inhibe la actividad anti-colinesterasa debido a los aditivos orgánico fosfatados del diesel y recortes de perforación produciendo anomalías nerviosas (Smith, 1970). Las aves se tornan más sensibles e incapaces de tolerar fluctuaciones ambientales por lo que pequeños cambios producen estrés fisiológico en los organismos. A niveles poblacionales los efectos de la toxicidad de los productos de petróleo en las aves se presentan como una disminución en la viabilidad de los huevos.

### 1.1.3.3 Mezclas complejas de contaminantes

A pesar de que los sedimentos marinos contienen frecuentemente mezclas complejas de contaminantes, incluyendo metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos, la influencia de estas mezclas en las comunidades naturales se entiende muy poco, esto se debe principalmente a que se han realizado muy pocos estudios de toxicidad de mezclas complejas bajo condiciones *in vivo* y los de campo se restringen necesariamente al establecimiento de la relación entre las concentraciones de contaminantes y la composición taxonómica de las comunidades (Breitburg *et al.*, 1999; Peeters *et al.*, 2001; Steevens y Benson, 2001).

Los estudios de laboratorio sugieren que el efecto conjunto de contaminantes con diferentes modos y sitios de acción toxicológica, como metales y HAP, equivale a la suma de las respuestas de los contaminantes individuales. Se ha podido determinar de manera particular que la influencia del tóxico de respuesta es esencialmente aditiva cuando los organismos de prueba se someten a diferentes mezclas de HAP (Swartz *et al.*, 1995).

Broderius *et al.* (1995) encontró pocas evidencias que sugieran interacciones sinérgicas o antagónicas entre una gran variedad de mezclas de contaminantes orgánicos. Hagopian-Schlekat *et al.* (2001), sin embargo, determinaron que las mezclas de metales (Cu, Pb, Ni, y Zn) eran significativamente más tóxicas en copépodos harpaticoides (bénticos) que las toxicidades individuales de los metales.

Mientras que se ha sugerido que las respuestas aditivas es la norma para contaminantes de diferentes grupos QSAR (Quantitative Structure Activity Relationship) se han observado interacciones complejas no aditivas (sinergismo y antagonismo) en algunos casos en los que se han hecho evaluaciones de mezclas de metales – hidrocarburos (Cassee *et al.*, 1998, Moreau *et al.*, 1999).

Muchos estudios de campo se han enfocado al uso de taxa superiores en oposición a especies individuales, como indicadores rápidos y económicos de los impactos ambientales (Peterson *et al.*, 1996). Por ejemplo, los nemátodos se consideran más tolerantes al estrés

por contaminación que los copépodos bénticos (principalmente harpaticoideos) y el radio de la abundancia nemátodos/copépodos ha sido utilizado como indicador de condiciones de estrés ambiental.

Las especies dentro de la comunidad varían ampliamente con relación a su respuesta a los contaminantes y por tanto la abundancia del taxón más conspicuo puede ocultar cambios en la composición de la comunidad. Mas aún, los efectos directos especie-específicos pueden influir dramáticamente en las interacciones de la comunidad, como son la competencia y la depredación (Fleeger *et al.*, 2003).

Los “efectos indirectos” de la contaminación en una comunidad natural se presentan cuando las especies tolerantes son afectadas por los cambios ecológicos que resultan cuando se presentan “efectos directos” en algunas especies sensibles (Peterson, 2001).

Debido a las interacciones complejas que tienen lugar en las comunidades naturales, los ensayos de toxicidad de especies en laboratorio no pueden ser utilizados para predecir los efectos indirectos de los contaminantes en una comunidad (Fleeger *et al.*, 2003).

Algunos efectos indirectos pueden ser observados en los estudios de meso-cosmos con comunidades naturales, la mayor parte de los trabajos se han enfocado más a los efectos indirectos que ocurren como respuesta individual a los contaminantes (Fleeger *et al.*, 2003). Es de esperarse que el potencial de efectos indirectos se incremente con la complejidad de las mezclas de contaminantes.

Millward *et al.* (2004) estudió los efectos de la contaminación concomitante de bajas concentraciones de combustóleo y metales (Cu, Cd, Hg, Cr, y Pb) en una comunidad de invertebrados bénticos de marismas costeras. La exposición al combustóleo no influyó en las abundancias de nemátodos y copépodos, pero disminuyó significativamente las abundancias de ostrácodos, nauplios y quironómidos. Ellos concluyeron que, a concentraciones relativamente bajas de metales y combustóleo se presentaba contaminación, tanto directa (tóxica) así como efectos indirectos en la abundancia de la

fauna; entonces, la reducción en la abundancia de los taxa conspicuos muestra aparentemente los efectos toxicológicos sinérgicos que no se manifiestan a nivel de especie.

## ***1.2 Planteamiento del Problema.***

En México la evaluación de los efectos causados por las actividades industriales en el ambiente marino son poco conocidos, ya que existen pocas investigaciones realizadas que proporcionen información suficiente para diagnosticar y establecer el efecto en los ecosistemas marinos de los diversos usos industriales y otras actividades humanas en puertos, bahías, dársenas, ensenadas, playas.

### **1.2.1 Salina Cruz, Oaxaca.**

Dentro de las actividades industriales que se realizan en el país, desde principios del siglo XX la petrolera ha sido la más importante. Una de sus refinerías se instaló a principios de los años ochenta en el puerto de Salina Cruz en el estado de Oaxaca. Como parte del conjunto de actividades de refinación, en el mismo puerto operan a partir de esa fecha una terminal marítima y tres monoboyas para la carga de petróleo crudo para el transporte por cabotaje a lo largo de la costa del Pacífico hacia el norte, y para su exportación al oriente.

#### 1.2.1.1 Contexto Regional

Regionalmente las Bahías de Salina Cruz (BSC) se ubican al norte del Golfo de Tehuantepec, que es un microsistema ecológico con elevadas tasa de evaporación sobre el continente y la plataforma, con tasas de dilución altas de las corrientes fluviales, y sistemas lagunares grandes y productivos (Toledo, 1995). Las formas de la plataforma continental se originan principalmente en tierra firme y se trata de una superficie extensa, nivelada y acumulativa en parte abrasiva, cubierta predominantemente por sedimentos de arenas medias y muy finas de origen terrígeno y biológico.

Las BSC están influenciadas por el patrón general de comportamiento del Golfo de Tehuantepec el que se encuentra en la región biogeográfica marina tropical, el clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (AW(w)ig) según la clasificación de Koppen modificada por García (1973).

La tasa de productividad primaria es mayor a  $200\text{gC/m}^2/\text{año}$  y promueve una fuerte actividad pesquera, considerada como la principal fuente de ingresos de la región enfocada como especie objetivo a la pesca de camarón con fines de exportación (Tapia-García, 1998).

Meteorológicamente, el Golfo de Tehuantepec está influenciado por los vientos del norte, las tormentas tropicales, la oscilación cuasi-bianual del Pacífico y en periodos mayores por “El Niño” Oscilación del Sur. Durante el verano uno o más ciclones de velocidad moderada pasan por él. La capa de mezcla en el Golfo de Tehuantepec es muy somera y rara vez excede los 25 m, de octubre a diciembre disminuye a profundidades menores a los 10 m (Monreal y Salas, 1998).

Los vientos del norte “tehuantepecanos”, responsables de la circulación de masas de agua en la región, se presentan en invierno entre noviembre y febrero como resultado de sistemas de alta presión en el sureste del Golfo de México originados por los vientos fríos y polares de Canadá y Estados Unidos. Al penetrar al continente chocan con las cordilleras a excepción del Istmo de Tehuantepec donde se forma un estrecho de 40 km de ancho y 200 m de altura encañonando los vientos y permitiendo su paso hacia el Golfo de Tehuantepec.

La circulación superficial en el Golfo de Tehuantepec, presenta anualmente cuatro patrones característicos. En el período de octubre a enero (“nortes”) muestra dos corrientes paralelas a la costa y en sentido contrario, las cuales se encuentran a la altura de Salina Cruz. La rapidez de la corriente en la parte alta del Golfo es inferior a la de la región sur, una vez que dichas corrientes convergen siguen una trayectoria mar adentro con deflexiones hacia el suroeste. Al final de los nortes de febrero a abril la convergencia de las corrientes forma el giro anticiclónico de la porción oeste y el ciclónico de la parte oriental del Golfo. De junio a agosto la circulación de las aguas va hacia el noroeste. En los meses de transición de secas a lluvias y de lluvias a secas (mayo y septiembre), la corriente presenta un flujo sinuoso de este a oeste. En diciembre el patrón de corrientes presenta una circulación costera hacia el este y otra hacia el oeste que convergen al oeste del golfo siguiendo hacia mar adentro aproximadamente a 200 Km. de la costa (Monreal y Salas, 1998).

Las cadenas montañosas que confluyen en el Istmo presentan cañones fluviales profundos, y están sujetas a procesos erosivos que además de reducirlas juegan un papel de gran importancia en la configuración de las planicies costeras, las lagunas y los ambientes sedimentarios litorales, las cuencas de drenaje son del tipo subdendrítico y rectangular en la sierra y dendrítico y errático en la planicie, por otro lado alrededor del 40% de los suelos son susceptibles a la erosión ya que son someros y de fertilidad moderada a alta.

La cuenca del río Tehuantepec ocupa más de 10 mil kilómetros cuadrados, la novena parte de la superficie del estado de Oaxaca.

El principal río es el Tehuantepec que desagua 950,000 m<sup>3</sup>/s en el golfo de Tehuantepec, con un volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca aguas abajo de 90 millones de m<sup>3</sup> (COFEMERMIR, 2005). Poco antes de su desembocadura recibe las aguas del río Tequisistlán. En la confluencia de ambas corrientes se localiza la presa Benito Juárez.

El río Tehuantepec nace en el parteaguas de la Sierra Madre del Sur y Oriental a 3,200 metros sobre el nivel del mar, y desemboca en la Bahía de La Ventosa, en un recorrido aproximado de 300 km. La Presa Benito Juárez divide las cuencas alta y baja, con una capacidad de almacenamiento de 1,940 Mm<sup>3</sup> y una cortina de 84 m. Antes de la construcción de la presa entre los años 1956 – 1961 el río Tehuantepec arrojaba 5Mm<sup>3</sup> de azolve al Océano Pacífico, sin embargo esta obra redujo drásticamente su capacidad de acarreo. Aguas abajo de la Presa Benito Juárez, los pequeños tributarios del río Tehuantepec integran una subcuenca con una amplia cobertura vegetal que en su mayor parte se dedica a la agricultura de riesgo.

El sistema lagunar presenta un aislamiento casi completo del mar, pues en general los sistemas lagunares continentales están sometidos a desequilibrios hidrodinámicos, ecológicos y climáticos constantes, promovidos por el cierre constante de las bocas externas e internas de comunicación con el mar (Toledo, 1995).



En el río Tehuantepec se reconocen problemas en su calidad asociados a la actividad humana, debido a que durante su trayecto pasa por los poblados de Tehuantepec y San Blas, donde es utilizado para descarga de aguas negras, y tiradero de basura a cielo abierto.

Salina Cruz es el puerto pesquero más importante de la región ístmica, el camarón es la pesquería de altura y de litoral más importante de la región, la pesca de mar se practica sobre fondos arenosos y lodosos a profundidades de hasta 50 brazas, basada principalmente en la captura de tres especies: Camarón blanco (*Litopenaeus vanamei*), azul (*L. stylirostris*) y café (*L. californiensis*).

En las lagunas, esteros y desembocaduras de los ríos, a profundidades entre 3 y 6 m., bajo fondos lodosos, ricos en materia orgánica y especialmente en las orillas de los sistemas lagunares entre los manglares, se practica la pesca utilizando cayucos, y remos de madera; y más recientemente lanchas de fibra de vidrio con motor fuera de borda, utilizando artes de pesca como: atarrayas, cucharas, chinchorros, mangas camaroneras, copos y cucharas.

Con relación a las actividades agrícolas más del 90% de las tierras de labor son de temporal, los principales cultivos de ciclo corto son: cacahuete, ajonjolí, maíz de grano, sorgo en grano y frijol. Los frutales y plantaciones: mango, cacao, limón, naranja, café, cereza, y diversas variedades de plátano. La caña de azúcar como cultivo secundario se sostiene por los ingenios azucareros de Juchitán y Unión Hidalgo. El rendimiento de los cultivos como el maíz es bajo ya que los vientos obligan al cultivo de maíz criollo. En el cultivo de maíz y caña de azúcar se utilizan fertilizantes inorgánicos y agroquímicos.

En Juchitán y Tehuantepec se cría el 25% del ganado del estado, en la región de La Ventosa se ubican varios ranchos ganaderos.

La sal es otra de las actividades productivas de la región explotándose en la actualidad en las salinas de la región costera de la Bahía de Salinas del Marqués, representa una de las riquezas importantes del Istmo a lo largo de los siglos XVII – XIX, con las salinas de Juchitan, Salina Cruz y Huilotepec, como una de las principales fuentes de abasto de la colonia (Toledo, 1995).

Los historiadores afirman que durante la época prehispánica se explotaban en Oaxaca yacimientos de oro y plata e incluso cobre, y la explotación propiamente de las minas comenzó inmediatamente después de la conquista. Las minas de oro de Cortés en Tehuantepec se encontraban en plena producción a principios de 1530 (Cabrera-Ramírez, 2006; Toledo, 1995).

Southworth (1905), destacó 9 zonas de explotación minera en Oaxaca, en tres de éstas identifica de manera particular la explotación de plomo, también afirmaba que existía plomo y plata en el municipio de Lachiguire y se encontraban en exploración 40 feudos mineros en los que el principal producto era oro.

Desde el último tercio del siglo XIX en Oaxaca funcionaban varias haciendas de beneficio, de las cuales se obtenía, plata, oro, plomo y hierro: aunque la mayoría en pequeña escala, la llegada del ferrocarril trajo consigo adelantos técnicos como la cianuración, que sustituyó la amalgamación en patio, propio de la minería artesanal en el tratamiento de minerales de plata (Southworth, 1905).

González-Reyna en 1956, al dividir los yacimientos minerales de Oaxaca en cuatro grupos de acuerdo a su mayor o menor conocimiento con base a la información minera disponible, reconoce al hierro, plomo, zinc y sal común como recursos estudiados y mejor conocidos, que habían sido explotados y estudiados parcialmente en distintas regiones de Oaxaca, al cobre como recurso poco estudiado y mal conocido con yacimientos que se menciona se localizan en una extensa porción del estado, al mercurio como un recurso localizado pero no estudiado para identificar su posible valor comercial y como recursos potenciales al cromo y al níquel, ya que se había referido su existencia pero faltaban trabajos de exploración.

Finalmente Cabrera-Ramírez en 2006, al resumir el potencial de exploración y explotación minera de Oaxaca destaca para la región del Istmo la presencia de minerales de cobre-plata, plomo, zinc, y las franjas marmolera y salinera, con varias compañías con prospectos mineros que reconocen su potencialidad.

Ahora bien cabe mencionar que de acuerdo al Instituto Nacional de Ecología (INE), los principales problemas ambientales generados por la minería son: 1) Suelo. Erosión por deforestación y alteración de los patrones naturales de drenaje, cancelación de otras actividades productivas, contaminación por disposición de residuos, 2) Agua. Asolvamiento de los cuerpos acuáticos, contaminación de aguas superficiales por eliminación de desechos ácidos, contaminación de aguas subterráneas por infiltración, utilización de grandes cantidades de agua, 3) Aire. Producción de polvos, acumulación subterránea de gases tóxicos y explosivos (ácido sulfhídrico y metano), 4) Biota. Destrucción de hábitat acuáticos, alteración de terrestres, eliminación de cubierta vegetal (minería superficial), desplazamiento de la fauna, ruido por trituración y explosiones.

#### 1.2.1.2 Contexto Local

La refinería se inauguró en 1978, desde su fase de construcción que duro 4 años, el Istmo sur experimento el ingreso de migrantes, la presencia de trabajadores de pico y pala que desbordaron las capacidades del área urbana del puerto y la estructura de servicios regionales, llegándose a emplear hasta 10 mil trabajadores durante esta etapa del proyecto. Al terminar la Refinería y ya en su fase de operación los empleos ascendieron alrededor de 4000, de los cuales sólo 1500 eran petroleros de base. Como en otras regiones petroleras, la débil economía de los migrantes, la escasez de terrenos, la especulación de la tierra, dieron lugar a la proliferación de asentamientos irregulares. En el caso de Salina Cruz, los cerros del Morro y Salinas que rodeaban el casco urbano fueron invadidos. La terminal de recibo y distribución de combustibles y la refinería, se ubicaron en las zonas de fuertes elevaciones y en los ejidos de mayor capacidad agrícola, como El Palmar y Boca del Río, parte de los ductos pasaron por el distrito de riego.

A mediados de los años noventa el complejo portuario de Salina Cruz, estaba integrado por la dársena, que incluía: 1) el área de construcción y reparación de embarcaciones y el puerto petrolero, que realizaba los movimientos de productos; 2) el antepuerto donde se efectuaban las operaciones de limpieza de embarcaciones, el descabezado de camarón y otras actividades; y 3) el mar abierto donde con el incremento de las actividades se instalaron más tarde las monoboyas para agilizar los servicios del puerto petrolero.

De manera particular para soportar las actividades pesqueras se contaba con 9 muelles, divididos en 26 tramos de atraques camaroneros y 2 escameros, la dársena de pesca con una extensión de 4.47 ha y de 5-8 m. de profundidad. La capacidad instalada de refrigeración de 56.5 ton/día, y de conservación de 317.5 ton/día. Existía una fábrica de harina de pescado para procesar 195 ton/día (Toledo, 1995).

A principios de la década de los noventa, los ejes de la zona metropolitana del Istmo sur: Salina Cruz, Tehuantepec, y Juchitán; presentaban déficit de viviendas, agua potable, servicios sanitarios, alcantarillado, áreas verdes y servicios educativos. A lo que hay que agregar la falta de sistemas de tratamiento de aguas residuales provenientes de los usos doméstico, industrial y de servicios.

Es de esperarse que las actividades de esta industria, en conjunto con las portuarias, las pesqueras, las salineras y las descargas de los cuerpos acuáticos continentales como el río Tehuantepec y el estero La Ventosa, representen una amenaza a la salud de las bahías La Ventosa, Salina Cruz y del Marqués.

La refinación del petróleo produce emisiones a la atmósfera y descargas acuosas conteniendo gases y sustancias químicas que son más tóxicas y persistentes en el ambiente que la materia prima que las origina, además de derrames y accidentes que incorporan derivados del petróleo directamente en el ecosistema ya sea por vía atmosférica o a través de los suelos y cuerpos acuáticos.

En los puertos como el de Salina Cruz la baja circulación de aguas y las actividades que se realizan provocan la acumulación de desechos y sustancias de diverso origen.

Los cuerpos acuáticos continentales ríos y esteros que se ubican en la región, descargan en sus aguas sustancias provenientes de los diversos usos del suelo; agrícola, ganadero o minero que se acarrean e incorporan a los cauces naturales por las escorrentías, y aguas de descargas urbanas con alto contenido de sustancias orgánicas, microorganismos y materiales variados que enriquecen la carga orgánica y nutrientes de los ambientes marinos costeros, principalmente las Bahías.

Las descargas acuosas del proceso de refinación en México en el año 2000, consistieron en orden de importancia de sólidos suspendidos (45%), grasas y aceites (35%), nitrógeno total (19%) y una mezcla de sulfuros, fenoles, metales pesados y fósforo (1%). Las emisiones a la atmósfera estuvieron compuestas principalmente de SO<sub>x</sub> (56%), NO<sub>x</sub> (6%), PST (4%), y Compuestos Orgánicos Volátiles Totales COVT (35%), además se emitieron 14.44 toneladas de CO<sub>2</sub>. Las emisiones de COVT provenientes de las terminales marítimas fueron de 12,342 toneladas (PEMEX, 2000).

El estudio del Golfo de Tehuantepec y en particular de las Bahías de Salina Cruz, la Ventosa y del Marqués comenzó con un enfoque de evaluación de impacto ambiental, a raíz de la instalación en las dos primeras la terminal marítima y la refinería. Sin embargo la heterogeneidad de estos estudios, hace necesaria la aplicación y desarrollo de herramientas que permitan identificar, relacionar y ponderar información valiosa para reconocer los efectos de las actividades antropogénicas en el ecosistema y proponer programas de monitoreo y seguimiento así como opciones de manejo congruentes con el ambiente.

Este trabajo cubrirá la ausencia de una evaluación integrada con relación a contaminantes traza (metales y compuestos orgánicos). Se establecerán patrones espaciales y tendencias temporales, así como la toxicidad y efecto de los mismos en las comunidades del bentos en los sedimentos superficiales del puerto de Salina Cruz, y zonas costeras adyacentes en el curso de 20 años. Se presenta un estado sinóptico del compartimiento sedimentario, estableciendo los contaminantes críticos y su relación con las características de la comunidad de moluscos y se proponen herramientas estadísticas específicas para el manejo de la información.

La problemática señalada en los párrafos anteriores, permite seleccionar a las Bahías La Ventosa de Salina Cruz y Salinas del Marqués como modelo para realizar una investigación más detallada sobre el impacto de las actividades industriales y portuarias en el medio marino, cuyas incógnitas más relevantes a resolver podrían ser:

¿Cuál es el estado ambiental del ecosistema marino sedimentario de las Bahías La Ventosa, de Salina Cruz y Salinas del Marqués?

¿Cuáles son las tendencias en el comportamiento espacial y temporal del estado ambiental del ecosistema sedimentario en las Bahías La Ventosa, de Salina Cruz y Salinas del Marqués?

¿Existe evidencia que pueda relacionar las actividades antropogénicas con las condiciones del ecosistema sedimentario en la Bahías La Ventosa, de Salina Cruz y Salinas del Marqués?

### **1.3 Antecedentes**

Para la región del Golfo de Tehuantepec y del Pacífico Sur de México, se han realizado varios estudios que abarcan diversas áreas del conocimiento integradas, en su mayoría en el libro “*El Golfo de Tehuantepec: el ecosistema y sus recursos*” (Tapia-García, 1998).

Sin embargo en lo referente a la evaluación del ambiente marino, son pocas las investigaciones que se han enfocado a este tema a excepción de los trabajos aún no publicados por el Instituto Mexicano del Petróleo realizados a partir de 1982.

Pica-Granados *et al.* (1994) y Pica-Granados (1994), reportan valores de metales pesados que no alcanzan altos niveles debido a la acción amortiguadora de la dinámica oceánica.

Vázquez-Botello *et al.* (1998), aseguran que los altos niveles de HAP ponen en riesgo los recursos pesqueros de la región.

Más recientemente Ortiz-Gallarza *et al.* (2005) proponen un índice de evaluación ambiental de ecosistemas acuáticos basado en información ambiental de Salina Cruz.

González-Lozano *et al.* (2006), evalúan la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, concluyendo que las concentraciones de contaminantes en el área portuaria durante el periodo estudiado son mayores a las observadas en la zona costera, presentándose geoacumulación y enriquecimiento de los metales Cd, Zn, Pb, y Cu, con toxicidades superiores al rango bajo de efecto.

Petróleos Mexicanos a través del IMP se ha dado a la tarea de dar seguimiento a los efectos de sus actividades sobre el ambiente marino por lo que desde 1982 se han llevado a cabo estudios en las bahías adyacentes a los sitios de sus operaciones y en algunos sistemas acuáticos continentales cercanos. Se cuenta con información relacionada con las variables fisicoquímicas del ambiente (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos y clorofila a); en los compartimentos agua y sedimentos, las concentraciones de los compuestos asociados a las descargas y accidentes (Materia Orgánica Extraíble, Hidrocarburos Aromáticos Totales, y los metales Ni, V, Cu, Fe, Cr, As, Pb, Hg, y Cd), así como el estudio de la biodiversidad. Se cuenta a hasta la fecha con una base de datos del agua y sedimentos de las bahías de La Ventosa, Salina Cruz y Salinas del Marqués (IMP, 2000; IMP, 2002; Schifter *et al.*, 2004).

El análisis parcial de la información obtenida en los estudios desarrollados por el IMP dio lugar a la propuesta de valores máximos para metales e hidrocarburos de agua superficial, del Pacífico Mexicano (Álvarez-Larrauri y González-Macías, 1986).

González-Macías (1997), propuso un grupo de especies del bentos como indicadoras de la presencia de hidrocarburos de origen natural en las inmediaciones de las chapopoterías del SO del Golfo de México y concluyó que las comunidades observadas en estos sitios son similares a las encontradas en los ambientes de fondos limo arcillosos del Golfo de México y de otras emanaciones naturales de hidrocarburos en la costa de California.

En estudios sobre descargas continentales y de la industria petrolera en el medio marino por actividades costa fuera, se ha probado que la comunidad bentónica indica cambios en su composición y estructura cuyo seguimiento espacial y temporal permite identificar efectos relacionados con las industrias (Kennicutt *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 1996; Inglis y Kross, 2000; Blanchard *et al.*, 2003; Millward *et al.*, 2004).

Se han desarrollado y probado diversas herramientas para identificar los efectos ecológicos de la presencia de la industria en el ambiente, estas van desde la aplicación de correlaciones entre diferentes variables, el análisis multivariado de un universo de datos supuestamente relacionado con el fenómeno a evaluar, la validación y selección dentro de estos universos

de datos e información de las variables que mejor describen la problemática y ponderan su utilización como líneas de evidencia para estudios futuros y en programas de monitoreo, y por último permiten establecer relaciones de causalidad (Menzie *et al.*, 1996; Clarke, 1993, 1997; Rabalais *et al.*, 1999; Chapman y Wang, 2000; Sutter *et al.*, 2002).



## **1.4 *Objetivos y Metas***

### **1.4.1 *Objetivos***

- Identificar los efectos de las actividades de transformación, manejo y transporte de hidrocarburos en el ambiente marino sedimentario inmediato al área de influencia de la refinería y terminal marítima en Salina Cruz, Oaxaca.
- Identificar las relaciones de causalidad entre los efectos observados en la comunidad bentónica y los posibles estresores en las bahías influenciadas por las actividades petroleras de transformación y manejo de hidrocarburos del petróleo.
- Desarrollar herramientas de gestión ambiental para las actividades de la industria petrolera en el ambiente marino sedimentario de la porción norte del Golfo de Tehuantepec.

### **1.4.2 *Metas***

- Reconocer las tendencias temporales y patrones espaciales de distribución de los contaminantes asociados a la industria petrolera en el ambiente sedimentario marino de Salina Cruz, Oax., en el período 1982-2002.
- Definir las variables críticas y contaminantes de interés (COPC, Contaminants of Potential Concern) para el seguimiento de los efectos a nivel de la comunidad bentónica, los niveles de los contaminantes y las relaciones con variables de biodiversidad.
- Obtener indicadores y herramientas para la gestión ambiental de la industria de la transformación de petróleo en la región de Salina Cruz, Oax.

## 2 Metodología

### 2.1 Área de Estudio.

Las Bahías Salinas del Marqués, Salina Cruz y La Ventosa, denominadas en este estudio como “Bahías de Salina Cruz”, se localizan al Norte del Golfo de Tehuantepec en el Océano Pacífico Mexicano (16°06'-16°11' N y 95°15'- 95°07'W). El área de estudio, comprende 15 \* 30 km (450 km<sup>2</sup>), geográficamente es un polígono que va de los 250,000 – 280,000 UTM Este a las 1'780,000 – 1'795,000 UTM Norte de la región 15 P; desde la costa a no mas de 80 m de profundidad mar adentro, por lo que sustancialmente esta influenciada por las condiciones de costa, considerando que es en el Golfo de Tehuantepec donde se presenta la plataforma continental mas amplia del Pacífico Mexicano.

La ciudad y puerto de Salina Cruz, en el estado de Oaxaca, con una población de 76,630 habitantes ha experimentado un desarrollo considerable, en el que la urbanización, y la industrialización con actividades portuarias, de transformación y manejo de hidrocarburos y las salinas, se han convertido en fuentes potenciales de contaminación al entorno marino.

Las Bahías de Salina Cruz, reciben los aportes continentales de agua salobre procedentes del sistema estuarino del arroyo El Zanjón y el estero La Ventosa que corren perpendiculares a la costa y de agua dulce de la descarga del río Tehuantepec. La refinería se localiza 5 km al NE del Puerto, con una capacidad de procesamiento de 320,000 barriles/día (Gallardo-Betancourt *et al.*, 1992).

En el puerto se realizan actividades de manejo y almacenamiento de hidrocarburos, así como de reparación y mantenimiento de embarcaciones, la refinería descarga sus efluentes tratados, por medio de un emisor, a lo largo de 2 Km., hacía el centro de la bahía La Ventosa en dirección sureste a una profundidad de 15 m sobre el lecho marino, en el año 2000 la descarga promedio fue de 127 l/seg. (69, 000 BLD).

En la parte exterior del Puerto se localizan tres monoboyas para carga de productos refinados, y a 5 Km. al SW en la costa las pozas de evaporación de salmueras de Salinas del Marqués. En la Figura 1 se presenta un mosaico aéreo de la zona de estudio.



Figura 1. Mosaico aéreo del área de estudio

En el área prevalecen condiciones oceanográficas de alta energía que generan la dispersión de los diversos aportes que tiene el sistema (Trasviña *et al.*, 1995). El patrón dominante de las corrientes es en dirección E-W (Figura 2) y se presentan dos condiciones climáticas bien definidas: lluvias de mayo a septiembre y secas “nortes” de octubre a abril (Chelton *et al.*, 2000).

El sistema del arroyo el Zanjón, estero La Ventosa (Figura 2), es un sistema estuarino somero alimentado por un ramal de las agua del río Tehuantepec con influencia marina promovida principalmente por el régimen de mareas durante la temporada de lluvias, los detritos acumulados en los meses secos, se descargan al mar como producto de la ruptura de la barra.

En la Ventosa además de la descarga del emisor, desembocan las aguas del río Tehuantepec, principal sistema lótico de la región (véase Figura 2). Durante su trayecto recibe el aporte de descargas y escorrentías de aguas residuales de la ciudad de Tehuantepec y de otros poblados cercanos a sus márgenes lo que le confiere diversos usos, como: generación de energía eléctrica, agua de suministro en la industria petrolera, riego, para la pesca, para uso recreativo, doméstico, y de drenaje para desechos urbanos e industriales.

Los sedimentos son poco profundos y abundantes en cuarzo, formados principalmente por arenas medias moderadamente bien clasificadas y moderadamente clasificadas simétricas y mesocúrticas y arenas lodosas; los sedimentos costeros son bajos en materia orgánica, (alrededor del 0.5%), aumentando mar adentro (Carranza-Edwards *et al.*, 1998).

## **2.2 Muestreos.**

Para los estudios realizados a partir de 1982 se estableció una red básica de muestreo de 24 estaciones que abarcó tanto a las bahías como al puerto y antepuerto de Salina Cruz. En la Figura 2 se presenta un mapa del área de estudio en donde localizan las estaciones de muestreo, así como las tres Bahías que componen el sistema de Bahías de Salina Cruz, en el mismo mapa se presenta de manera esquemática el patrón principal de corrientes tanto en cada bahía como en todo el sistema.

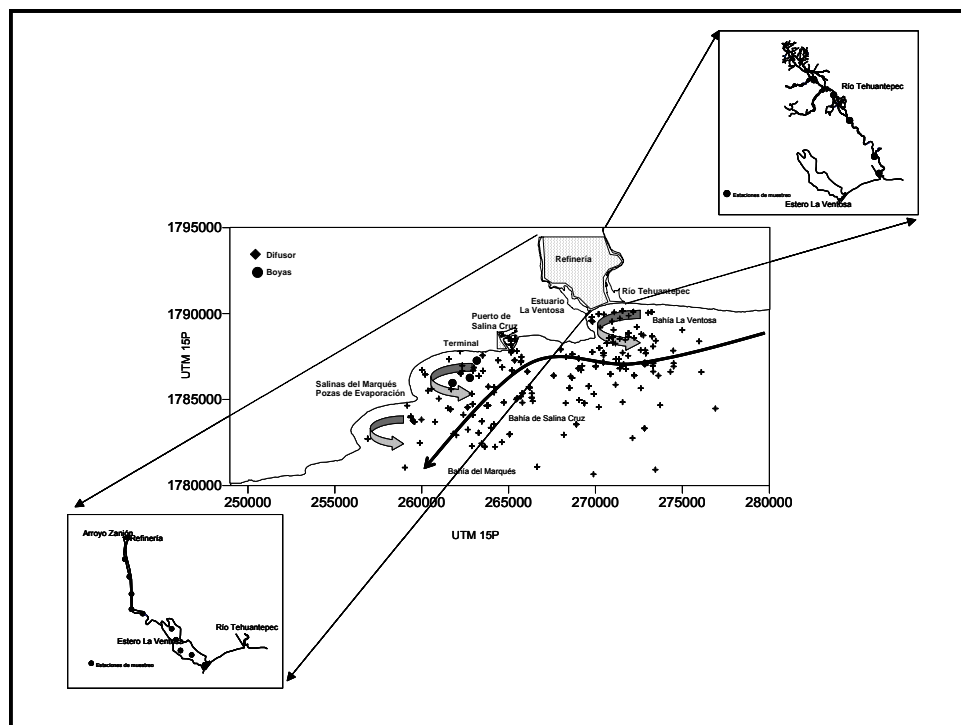


Figura 2. Estaciones de muestreo. Bahías del Sistema de Bahías de Salina Cruz (BSC) y Cuerpos Acuáticos Continentales (CAC).

Las muestras fueron colectadas entre octubre de 1982 y septiembre de 2002 en 27 cruceros y campañas realizados en las dos condiciones climáticas dominantes de la región a bordo de el buque oceanográfico “El Puma”, en abastecedores al servicio de Petróleos Mexicanos y en el caso de las estaciones someras en embarcaciones fuera de borda; como parte de los proyectos mencionados del IMP. Para la localización de las estaciones de muestreo se utilizó un sistema de posicionamiento global, Micro logic ML-150. Las coordenadas geográficas de las estaciones se reportan en unidades Universales Transversas de Mercator UTM para la zona 15P.

La mayoría de las muestras de sedimentos se obtuvieron de sitios someros usualmente <60 m, de acuerdo a la batimetría de las bahías obtenida durante los muestreos (véase Figura 3). Como puede observarse la zona más somera es la de la Bahía de Salina Cruz frente al puerto, mientras que la de La Ventosa es la de mayor profundidad.

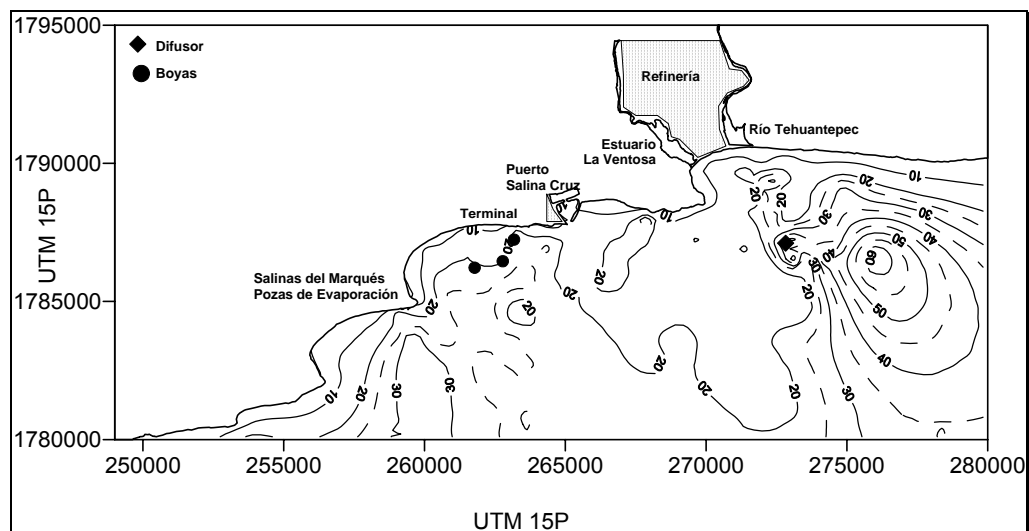


Figura 3. Batimetría de las Bahías de Salina Cruz.

Para realizar el análisis del comportamiento de los compuestos orgánicos en las Bahías de Salina Cruz estableciendo las relaciones de equilibrio entre ambos compartimientos, se tomaron muestras de agua a nivel superficial a -50 cm de profundidad del espejo de agua. En la Tabla I se presenta las posiciones extremas del cuadrante geográfico en cada campaña de muestreo, así como el número de muestras colectadas para el estudio de metales, compuestos orgánicos y comunidad del bentos.

Tabla I. Bahías de Salina Cruz: Composición de la matriz de muestreo.

Muestreo	Fecha	Estación	Límites Geográficos		Número de muestras		
			UTM Este	UTM <sup>(a)</sup> Norte	Orgánicos	Metales	Bentos
1	Oct-1982	secas/nortes	261,570-273,263	1,783,063-1,788,875	24	24	24
2	Dic-1982	secas/nortes	261,570-273,263	1,783,063-1,788,875	24	24	23
3	Abr-1983	secas/nortes	261,570-273,263	1,783,063-1,788,875	24	24	24
4	May-1984	lluvias	253,817-284,524	1,779,753-1,788,806	24	24	22
5	May-1985	lluvias	262,397-271,895	1,784,118-1,788,630	3	3	
6	Jul-1985	lluvias	262,655-271,895	1,783,254-1,788,630	3	3	
7	Oct-1985	secas/nortes	261,820-272,132	1,782,755-1,783,017	3	3	
8	Mar-1988	secas/nortes	261,699-272,229	1,782,260-1,788,639	24		
9	Jul-1988	lluvias	261,699-272,229	1,782,260-1,788,639	24		24
10	Sep-1988	lluvias	261,699-272,229	1,782,253-1,788,639	24		24
11	Mar-1989	secas/nortes	261,699-272,229	1,782,260-1,788,639	24		
12	Ago-1990	lluvias	259,034-273,727	1,780,656-1,788,092	19		19
13	Dic-1995	secas/nortes	271,079-276,903	1,784,479-1,790,709	18	18	
14	Jul-1997	lluvias	262,214-272,821	1,782,290-1,789,499	11	11	
15	Sep-1997	lluvias	259363-273230	1,783,966-1,790,102		19	16
16	Dic-1997	secas/nortes	259,363-273,230	1,783,966-1,790,102		19	18
17	Dic-1997	secas/nortes	262,214-272,821	1,783,322-1,787,818	2	2	
18	Feb-1998	secas/nortes	263,705-272,821	1,783,322-1,789,470	6	6	
19	May-1998	lluvias	269,826-274,472	1,787,133-1,789,954	10	13	10
20	Jun-1998	lluvias	259,363-273,230	1,783,966-1,790,102			18
21	Jun-1999	lluvias	259,487-267,998	1,783,771-1,787,921	9	9	
22	Sep-1999	lluvias	259,487-267,998	1,783,771-1,787,921	9	9	
23	Ago-2000	lluvias	259,575-273,304	1,783,708-1,790,158	17	17	
24	Ago-2001	lluvias	249,579-273,304	1,779,824-1,790,158	21	21	14
25	Dic-2001	secas/nortes	249,579-273,304	1,779,824-1,790,158	21	21	14
26	May-2002	lluvias	263,999-264,805	1,788,699-1,789,833	7	7	6
27	Sep-2002	lluvias	249,579-273,304	1,779,824-1,790,158	14	14	12
<b>Total</b>					365	291	268

<sup>(a)</sup> Universal Transversa de Mercator Zona 15P

Con el fin de contar con concentraciones de referencia de las posibles fuentes de compuestos orgánicos a los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz de diciembre de 1995 a mayo de 2002, se muestrearon los sedimentos de los cuerpos acuáticos del sistema estuarino de La Ventosa y del río Tehuantepec identificados como “continentales”, para efectos de nomenclatura de los sitios en este estudio, llegando a cubrir 241 estaciones en el periodo. En la Tabla II, se presenta el resumen del número de muestras en cada cuerpo de agua.

Tabla II. Cuerpos acuáticos continentales: Composición de la matriz de muestreo de compuestos orgánicos y tamaño de grano en sedimentos.

Muestreo	Fecha	Estación	Límites Geográficos		Número de muestras
			UTM <sup>(a)</sup> Este	UTM Norte	
Estuario La Ventosa					
1	Dic-95	secas/nortes	267,964-269,091	1,790,191-1,791,656	16
2	Mar-96	secas/nortes	268,124-269,091	1,790,307-1,791,531	6
3	Jul-97	lluvias	266,891-269,091	1,790,307-1,795,708	11
4	Nov-1997	secas/nortes	266,891-269,091	1,790,307-1,795,708	11
5	Feb-1998	secas/nortes	266,891-269,091	1,790,307-1,795,708	11
6	May-1998	lluvias	266,891-269,091	1,790,307-1,795,708	11
7	Ago-1998	lluvias	266,891-269,091	1,790,307-1,795,708	11
8	Ago-2000	lluvias	266,891-269,091	1,790,307-1,795,708	11
9	Ago-2001	lluvias	267,431-269,737	1,789,562-1,793,397	11
10	Nov-2001	secas/nortes	267,431-267,794	1,791,211-1,793,397	6
11	Dic-2001	secas/nortes	268,267-269,737	1,789,562-1,790,991	5
12	Feb-2002	secas/nortes	267,431-269,737	1,789,562-1,793,397	12
Total					122
Río Tehuantepec					
1	Jul-1997	lluvias	252,082-268,142	1,799,488-1,815,641	17
2	Nov-1997	secas/nortes	252,082-268,142	1,799,488-1,815,641	17
3	Feb-1998	secas/nortes	252,082-268,142	1,799,488-1,815,641	19
4	May-1998	lluvias	252,082-268,142	1,799,488-1,815,641	19
5	Ago-1998	lluvias	252,082-268,142	1,799,488-1,815,641	19
6	Ago-2001	lluvias	227,078-268,081	1,798,677-1,821,959	9
7	Dic-2001	secas/nortes	227,078-268,081	1,798,677-1,821,959	9
8	May-2002	lluvias	227,078-270,733	1,791,119-1,821,959	10
Total					119

<sup>a</sup> Universal Transversa de Mercator Zona 15P

### 2.2.1 Agua

Para el análisis de compuestos orgánicos se tomaron un total de 326 muestras de agua superficial de un volumen de 3.5 litros aproximadamente y a una profundidad de -50 cm. del espejo de agua; se utilizaron botellas de vidrio color ámbar previamente lavadas y tratadas con ácidos, con tapas de baquelita cubiertas con papel aluminio. La extracción de los compuestos orgánicos se realizó in situ y los extractos fueron transportados en hielo al laboratorio y almacenados a 4°C en la oscuridad hasta su análisis. En caso de que existiese un retardo mayor de 4 hrs. entre la extracción y la toma de las muestras se añadieron 5 ml de HCl para su preservación. Simultáneamente con la toma de muestras para el análisis de



compuestos orgánicos se tomaron muestras de agua en botellas de plástico para el análisis de sólidos suspendidos, los que se analizaron por el método gravimétrico de secado.

### **2.2.2 Sedimentos**

Las muestras de sedimentos para el análisis de compuestos orgánicos, metales pesados, granulometría y biodiversidad del bentos fueron puntuales y se colectaron una por lance utilizando dragas Smith-McIntyre, Van-Veen y directamente por buceo, a una distancia de penetración de 5-15 cm. desde la superficie del sedimento. Los sedimentos colectados se preservaron bajo las condiciones específicas del tipo de análisis hasta su procesamiento en el laboratorio.

#### 2.2.2.1 Metales

Para el caso de metales se colectaron 291 muestras de la capa superficial del sedimento muestreado con las dragas, los sedimentos colectados se transfirieron a recipientes de Teflón, y se homogenizaron. Una fracción de 250 g se transfirió posteriormente a recipientes de polietileno previamente lavados con ácido, y cerrados con tapas recubiertas de Teflón. Todo el equipo e instrumentos de muestreo se lavaron también con ácido previamente a ser usados, durante el trasvase de las muestras se tuvo especial cuidado para evitar el drenado de las fracciones, finas.

#### 2.2.2.2 Compuestos Orgánicos

Se tomaron un total de 365 muestras de sedimentos removiendo cuidadosamente los primeros 1-5 cm. de los sedimentos muestreados utilizando una cuchara o una espátula de acero inoxidable. Los sedimentos se homogenizaron en un recipiente de acero inoxidable y al igual que los metales se transfirieron 250 g. a tarros de vidrio color ámbar previamente tratados con ácidos los cuales fueron cubiertos con aluminio tratado también y cerrados con tapas de baquelita.

#### 2.2.2.3 Comunidad de Moluscos

Se tomaron 268 muestras de la macrofauna bentónica en los años 1982-1983, 1988, 1997-1998 y 2001-2002. La fracción de sedimentos reservada para el análisis de la infauna se

paso a través de un tamiz de abertura de malla de 0.50 mm con el fin de separar los organismos correspondientes a la macrofauna (Gray, 1981), los organismos se fijaron con formol al 10%, durante 24 hrs., y posteriormente se transfirieron para su preservación en alcohol al 70% y se tiñeron con rosa de Bengala para facilitar su separación en grandes grupos (Mason y Yevich, 1967, Gaughan, 1981).

### **2.3 *Análisis Químico***

#### **2.3.1 Características Fisicoquímicas del Agua y Sedimentos**

Los Sólidos Suspendedos Totales (SST) en agua se midieron calculando la diferencia de peso inicial y final de una sub-muestra de 250 ml de agua de mar homogenizada pasada a través de un filtro estándar de fibra de vidrio, como lo indica el procedimiento de la APHA-2540-D (APHA, 1995).

El análisis de tamaño de grano se realizó para establecer la distribución del tamaño de partículas del sedimento, lo que contribuye el origen y ambiente de depositación de los sedimentos, se estimó gravimétricamente combinando el método de tamizado húmedo para todas las fracciones de arena (2 mm- 63 $\mu$ m) (Emery, 1938) y el de sedimentación en pipeta para la fracciones finas de limo y arcilla (Folk 1974).

#### **2.3.2 Metales**

##### 2.3.2.1 Procesamiento

Las muestras para el análisis de metales se secaron a 105 °C durante 24 h y se molieron en un mortero. Todo el instrumental para la preparación de la muestra y su análisis se sumergió en un baño 0.1 M de ácido nítrico por 24 h y posteriormente antes de ser usados se enjuagaron varias veces con agua Milli-Q desionizada (>18 M $\Omega$ ). Las muestras una vez secadas y molidas se digirieron primero con HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-HCl y posteriormente con HF de acuerdo a los métodos USEPA 79-020, 3050A y 3050B (USEPA, 1979, 1986).

Se pesaron aproximadamente 0.5 g de sedimento seco y homogenizado en el mortero, los que se colocaron en un recipiente de digestión PTFE lavado con ácido al que se añadieron 5 ml 1:1 de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>, Merck), el vaso se cubrió con vidrio de reloj. La muestra se

calentó a 95°C entre 5 y 10 minutos, y posteriormente se añadieron 2.5 ml (HNO<sub>3</sub>) calentándose repetidamente hasta la desaparición completa de los humos café que se desprenden durante este proceso. Después de enfriar la muestra se añadieron, 1 ml de agua Milli-Q desionizada (grado analítico) y 3 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30%, calentando nuevamente la solución para iniciar la reacción con el peróxido.

La solución se dejó enfriar nuevamente y se añadieron alícuotas de 1 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% calentándose hasta que la apariencia de la muestra digerida se mantuviera estable. La muestra digerida con ácido y peróxido se calentó a 95°C por una hora y se añadieron 5 ml de HCl calentándose nuevamente a 95°C por 15 min. Después de enfriar la muestra digerida se transfirió a un matraz volumétrico de 50 ml, la que se diluyó hasta alcanzar el volumen de 50 ml con agua Milli-Q desionizada (grado analítico), el contenido del matraz se transfirió de un botella de polietileno de alta densidad de 125 ml para su almacenamiento.

#### 2.3.2.2 Análisis

Los análisis de Cu, Cr, Ni, Pb, V, Fe y Zn se realizaron por triplicado por espectroscopia de absorción atómica (Perkin Elmer 403 y 5000 para muestras colectadas entre 1982-1985 y Perkin Elmer 2800 para el período de 1995-2002). Se realizó una calibración cada 10 muestras por medio del método de curvas estándar utilizando soluciones estándar multi-elementales (SPEX CertiPrep. Inc., y Perkin-Elmer Corporation PE-Pure standards) ambas con trazabilidad a través del National Institute of Standards and Technology.

Como referencias de control de los análisis se utilizaron: muestras de agua de mar no contaminadas, muestras de blancos de campo y blancos de laboratorio, los cuales se mantuvieron siempre alrededor o menores de los límites de detección del método, para los respectivos metales analizados. Los resultados indican que la precisión de los análisis expresada por la desviación estándar relativa, fue <5% para Cu, Cr, Ni, Pb, V, Fe y Zn.

Para las muestras colectadas durante el periodo de 1995-2002, la validez del procedimiento analítico se aseguró por medio de pruebas de exactitud y precisión comparando los valores

medidos con los obtenidos de estándares de referencia certificados de soluciones de agua de mar y sedimentos con contenidos multi-elementales conocidos (ICP-SSWS de High-Purity Standards, Charleston, SC, USA) con trazabilidad del National Institute of Standards and Technology. Los porcentajes absolutos de recuperación de los estándares de referencia variaron entre 85 y 90%.

El número de muestras analizadas para cada metal, los límites de detección analíticos (LD) y el número de muestras menores al límite de detección (<DL) para las muestras de metales en sedimentos colectadas en las Bahías de Salina Cruz, se presentan en la Tabla III.

Tabla III. Bahías de Salina Cruz: Muestras de Metales Analizadas (MA), Límites de Detección (LD) y número de muestras menores al límite de detección (<LD).

Muestreo	Cu $\mu\text{g.g}^{-1}$		Fe %		Ni $\mu\text{g.g}^{-1}$		Pb $\mu\text{g.g}^{-1}$		V $\mu\text{g.g}^{-1}$		Zn $\mu\text{g.g}^{-1}$		Cr $\mu\text{g.g}^{-1}$	
	LD	*MA/<LD	LD	MA/<LD	LD	MA/<LD	LD	MA/<LD	LD	MA/<LD	LD	MA/<LD	LD	MA/<LD
1	<10	24 / 0	<0.5	24 / 0	<5	24 / 0	<20	24 / 0	<15	24 / 0			<5	24 / 0
2	<10	24 / 1	<0.5	24 / 0	<5	24 / 2	<20	24 / 5	<15	24 / 3			<5	24 / 0
3	<10	24 / 9	<0.5	24 / 0	<5	24 / 0	<20	24 / 23	<15	24 / 4			<5	24 / 0
4	<10	24 / 7	<0.5	24 / 0	<5	24 / 5	<20	24 / 23	<10	24 / 4			<5	24 / 0
5	<5	3 / 1	<0.5	3 / 0	<5	3 / 3	<20	3 / 3	<10	3 / 0			<5	3 / 0
6	<5	3 / 1	<0.5	3 / 0	<5	3 / 0	<10	3 / 3	<10	3 / 0			<5	3 / 0
7	<5	3 / 0	<0.5	3 / 0	<5	3 / 2	<10	3 / 3	<10	3 / 0			<5	3 / 0
13	<5	9 / 0	<0.5	9 / 0	<5	9 / 0	<10	9 / 0	<25	9 / 0			<5	9 / 0
14	<5	11 / 2	<0.5	11 / 0	<5	11 / 1	<5	11 / 3	<25	11 / 11			<5	11 / 0
15					<5	18 / 1	<5	18 / 11	<25	18 / 18				
16					<5	18 / 0	<5	18 / 8	<25	18 / 16				
17					<5	1 / 0	<5	1 / 0	<25	1 / 1				
18	<5	6 / 0	<0.5	6 / 0	<5	6 / 0	<5	6 / 0	<25	6 / 0	<5	6 / 0	<5	6 / 0
19	<5	9 / 0			<5	9 / 0	<5	9 / 0	<25	9 / 9	<5	9 / 0	-	
20	<5	9 / 4			<5	9 / 9	<5	9 / 1	<25	9 / 9	<5	9 / 1	<5	9 / 7
22	<5	9 / 0			<5	9 / 0	<5	9 / 9	<15	9 / 0	<5	9 / 0	<5	9 / 0
23	<5	17 / 0	<0.5	17 / 0	<5	17 / 1	<5	17 / 6	<25	17 / 17	<5	17 / 0	<5	17 / 0
24	<5	21 / 1			<5	21 / 0	<5	21 / 4	<25	21 / 21				
25	<5	21 / 4			<5	21 / 11	<5	21 / 17	<25	21 / 21			<5	21 / 0
26	<5	7 / 0			<5	7 / 0	<5	7 / 0	<25	7 / 7	<5	7 / 0	<5	7 / 0
27	<5	14 / 3			<5	14 / 0	<5	14 / 0	<25	14 / 14	<5	14 / 0	<5	14 / 0
Análisis Totales		238		148		275		275		275		71		208
Totales <LD		33		0		35		119		155		1		7

### 2.3.3 Compuestos Orgánicos

#### 2.3.3.1 Extracción

Las muestras de agua con un volumen aproximado de 1 galón se extrajeron por medio de agitación añadiendo 3 veces 30 ml de  $\text{CCl}_4$ , utilizando en cada ocasión solvente nuevo y combinando todo el solvente en un matraz, el volumen de agua extraída se midió en una probeta graduada. Los extractos combinados se filtraron a través de fibra de vidrio y se transfirieron a frascos de vidrio color ámbar de 125 ml previamente tratados con ácidos con tapas de baquelita recubiertas con papel aluminio también tratado con ácido y se almacenaron hasta su análisis a  $4^\circ\text{C}$ . Todos los materiales utilizados en el procesamiento se

trataron previamente con ácidos y se evitó el manejo directo de los mismos con las manos. Antes del análisis las muestras fueron reducidas a 2 ml por evaporación utilizando un roto-vapor bajo un flujo lento de nitrógeno a temperatura ambiente.

Las muestras de sedimentos congelados se secaron a 40°C durante 24 hrs. para alcanzar un peso constante, 50 g del material secado se digirió bajo reflujo con 100 ml de metanol y 3 g de KOH. La fracción no saponificable se obtuvo extrayendo dos veces con 25 ml de hexano grado espectro. Los extractos combinados se secaron con sulfato de sodio anhidro y se redujeron a 2 ml por evaporación utilizando un roto-vapor bajo condiciones de flujo suave de nitrógeno a temperatura ambiente de acuerdo a los procedimientos descritos en: IOC/UNEP (1984), UNESCO (1982, 1984), UNEP (1986), Gold *et al.* (1987).

#### 2.3.3.2 Análisis

Los límites de detección analítica y el número de muestras debajo de los límites de detección para las muestras de sedimentos y agua colectados para los análisis de compuestos orgánicos (Material Orgánico Extraíble EOM e Hidrocarburos Aromáticos Totales HAT) y características fisicoquímicas (sólidos suspendidos y tamaño de grano de sedimentos) en las Bahías de Salina Cruz se presentan en la Tabla IV.

Tabla IV. Bahías de Salina Cruz, Análisis de compuestos orgánicos, y características fisicoquímicas en agua y sedimentos: Número de muestras analizadas (nMA), Límites de Detección (LD), y número de muestras menores al límite de detección (<LD).

Muestreo	Variables de Agua			Variables de Sedimentos					
	Sólidos Suspendidos	MOE(a) <sup>a</sup> LD < 1.0 (µg.l <sup>-1</sup> )	HAT(a) LD < 0.01 (µg.l <sup>-1</sup> )	MOE(s) <sup>b</sup> LD < 1.0 (µg.g <sup>-1</sup> )	HAT(s) LD < 0.1 (µg.g <sup>-1</sup> )	Arenas (% > 63µm < 2 mm)	Limos %	Arcillas %	Finos <sup>c</sup> (% < 63 µm)
	nMA	nMA	nMA / < LD	nMA	nMA / < LD	nMA	nMA	nMA	nMA
1	24	-	-	24	24	24	24	24	24
2	24	23	24	23	23/1	19	19	19	19
3	24	-	24	24	24	-	-	-	-
4	24	24	24	24	24	24	24	-	24
5	3	3	3	3	3	2	2	2	2
6	3	3	3	2	2	2	2	2	2
7	3	2	2	3	3	3	3	3	3
8	-	24	23 / 1	10	10	-	-	-	-
9	-	24	24	10	9/1	24	24	24	24
10	-	24	24	10	10	24	24	24	24
11	-	24	24	10	10	-	-	-	-
12	-	19	19	19	19	-	-	-	-
13	18	9	9	10	10	-	-	-	-
14	11	11	11	11	11	-	-	-	-
17	2	-	-	1	1/1	-	-	-	-
18	6	6	6	6	6	5	5	5	5
19	10	10	9	9	-	-	-	-	-
21	9	9	9	9	9	9	9	9	9
22	9	9	9	9	3/6	9	9	9	9
23	-	17	17	17	12/5	17	17	17	17
24	21	21	21	21	20/1	21	21	21	21
25	20	20	20	21	17/4	21	21	21	21
26	7	7	7	7	7	7	7	7	7
27	14	14	14	14	14	14	14	14	14
Total Datos	232	303	326	297	271	225	225	201	225
Total <LD			1		19				

<sup>a</sup> Agua

<sup>b</sup> sedimentos

<sup>c</sup> Limos + arcillas

La calibración de los instrumentos se realizó contra estándares de referencia puros; con cada lote de muestras se analizaron blancos cuyos picos positivos de resolución fueron despreciables.

La materia orgánica extraíble se cuantificó por espectrometría de infrarrojo utilizando un equipo FT-IR marca Thermo Electron Corporation Nicolet Model 710, y un equipo Perkin Elmer UNICAM Modelo SP-2000, con base en el método 418.1 de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency USEPA), en el cual no se efectuó el pre-tratamiento con ácido sulfúrico con el fin de recuperar todo el material soluble en CCl<sub>4</sub> (lípidos, hidrocarburos clorados, ácidos grasos, jabones, grasas, ceras, etc.), considerando en la cuantificación el contenido bruto de materiales extraíbles orgánicos y minerales (USEPA, 1978; USEPA, 1996; Chesler *et al.*, 1976; Perkin Elmer, 1976; Word, 1979).

Los HAT se evaluaron de sub-muestras de los extractos resuspendidos en cloruro de metileno grado espectro por espectroscopia de fluorescencia utilizando espectrofluorómetros Perkin Elmer modelos MPF-44B y LS-3B (Gordon y Keizer, 1974; Perkin Elmer, 1976). Las concentraciones “equivalentes de criseno” de los HAT se calcularon por comparación con concentraciones conocidas de criseno en hexano (Mzoughi *et al.*, 2005). Para la cuantificación de MOE, se utilizó un estándar de una mezcla de n-hexadecano, isooctano y clorobenceno grado espectro.

Los blancos se mantuvieron alrededor o por debajo de los límites de detección. La precisión de los análisis expresada como la desviación estándar relativa fue usualmente <10% para HAT. Los coeficientes de recuperación se determinaron por medio de mezclas conocidas de las soluciones estándar por duplicado que se añadieron a las muestras de agua y sedimentos. Las recuperaciones relativas de HAT en agua de mar presentaron un intervalo de 90 a 110%, y en sedimentos de 70 a 110%.

#### **2.4 Comunidad de Moluscos**

De los diferentes phyla identificados de la macroinfauna del bentos se seleccionó a los moluscos para realizar el análisis de efecto de los contaminantes de interés potencial por ser la comunidad estudiada de manera consistente a nivel de especie durante todo el periodo que cubre este estudio (1982-2002) y porque en la región se cosechan especies del género *Crassostrea sp.*, con fines comerciales representando una de las principales especies objetivo. Por otro lado recientemente en Bahía la Ventosa se evalúa la productividad del cultivo de las especies *C. iridiscens*.

Las muestras de infauna macrobéntica tamizadas, se identificaron utilizando las claves taxonómicas de moluscos (Gosner, 1971; Abbott, 1974; Keen, 1963, 1971; Keen y Coan, 1974; Brusca, 1980, Brusca y Brusca, 1990). Se obtuvieron las características de biodiversidad: (N) densidad (organismos/m<sup>2</sup>), (S) riqueza (número de especies por estación) y (H') diversidad de Shannon-Wiener utilizando logaritmos naturales (Brower y Zar, 1977; Pearson y Rosemberg, 1978; Warwick y Clarke, 1995).

## 2.5 Manejo de la Información.

Con el fin de establecer las tendencias espaciales y temporales del comportamiento de los metales pesados y los compuestos orgánicos en sedimentos e identificar los contaminantes de interés potencial en los sedimentos, se diseñó un procedimiento para el análisis de los datos que consideró: la identificación de los contaminantes con tendencias al enriquecimiento y la geoacumulación, la probabilidad de presentar un efecto tóxico de acuerdo a los estándares de calidad de sedimentos SQG (Sediment Quality Guidelines), y el incremento en sus concentraciones en el tiempo (SiZer) de acuerdo al modelo conceptual mostrado en la Figura 4.

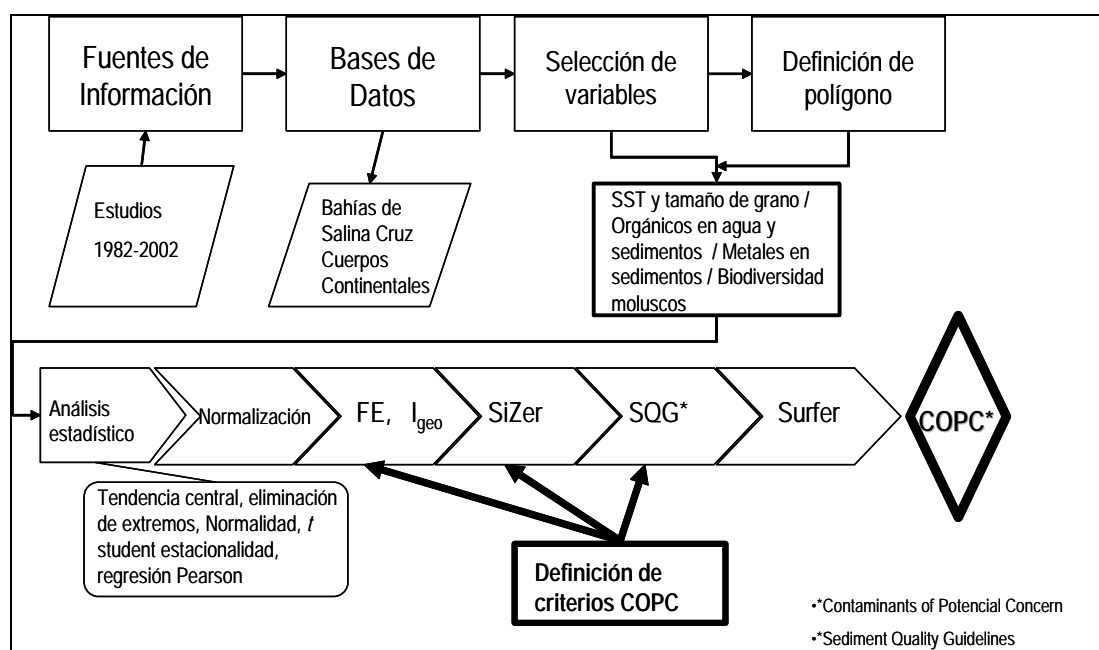


Figura 4. Modelo conceptual del análisis de los contaminantes en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

### 2.5.1 Contaminantes de Interés

En la evaluación de riesgo ecológico de categoría TIER 1 que propone la USEPA se identifican los contaminantes de interés que rebasan los estándares definidos por los criterios de selección establecidos previamente y se propone un modelo conceptual primario para el sitio, los contaminantes, las vías de incorporación y salida, los receptores



potenciales y los efectos con base en información adquirida con anterioridad. En la categoría TIER 2 uno de los objetivos a considerar consiste en determinar el grado y extensión de la contaminación. A continuación se presenta el procedimiento y los criterios que se utilizaron para la obtención de los COPC's, de los sedimentos, considerando la extensión espacial de la presencia de COPC's identificados.

#### 2.5.1.1 Análisis Estadístico

##### 2.5.1.1.1 *Valores Menores al Límite de Detección*

Para los metales, de la matriz original se eliminaron los valores menores al límite de detección excepto cuando las concentraciones resultaron mayores a los valores promedio de la corteza terrestre que se utilizaron para los análisis de Factores de Enriquecimiento FE e Índices de geoacumulación  $I_{geo}$ , en cuyo caso se consideraron como el valor numérico del límite reportado. Las concentraciones de los límites de detección para el caso de metales se presentan en la Tabla III.

Con relación a los compuestos orgánicos, los valores menores al límite de detección también se eliminaron con excepción del análisis para obtener las concentraciones de fondo de HAT en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz y de los valores típicos de los cuerpos continentales, en este caso se consideró la concentración de los valores numéricos de los límites de detección dividida entre dos como la concentración de HAT de la muestra. En la Tabla IV se presentan las concentraciones de los límites de detección para estas variables.

##### 2.5.1.1.2 *Tendencia Central y Valores Extremos*

Para los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz, el análisis de tendencia central para metales y compuestos orgánicos se realizó en la matriz de los datos originales eliminado cuantitativamente los valores extremos, definidos como las observaciones que se presentaron fuera del intervalo de  $\pm 2$  desviaciones estándar con relación a la media. Una vez que fueron eliminados los valores extremos los datos se dividieron en tres grupos: 1.- Global (todos los datos del periodo estudiado), 2.- Lluvias (datos colectados en los meses de mayo a septiembre) 3.- Secas/"nortes" (datos colectados de octubre a abril). Con el fin

de evaluar las diferencias prevalecientes entre estos grupos de datos se realizaron pruebas de “t” student de muestras independientes con varianza diferente (Statistica, 1998).

Los valores extremos se mantuvieron para realizar los análisis de enriquecimiento y geoacumulación, de calidad de sedimento y para la obtención de los valores de fondo de HAT.

En los cuerpos acuáticos continentales (Río Tehuantepec y sistema estuarino de La Ventosa) se realizó un procesamiento de los datos similar al seguido para el caso de los compuestos orgánicos en los sedimentos de las bahías de Salina Cruz, sin embargo los valores extremos no se removieron ya que las concentraciones de compuestos orgánicos en estos cuerpos acuáticos se utilizaron con el fin de obtener valores típicos para ser utilizados como línea base en la normalización, y en los análisis de FE y  $I_{geo}$ , por lo tanto el grupo de datos identificado como global no está representado.

Se probó la distribución normal de los metales para las nuevas variables sin valores extremos usando la prueba de Kolmogorov-Smirnov, ninguna de las variables se ajustó a la distribución normal (Massey, 1951), por lo que se aplicó en cada caso la función de transformación más apropiada que ajustara los datos a su distribución normal, éstas fueron:  $\log_{10}(x)$ ,  $\log_{10}(x+1)$ ,  $[\log_{10}(x)]^{-1}$ ,  $\ln(x)$ ,  $\ln(x+1)$ ,  $[\ln(x)]^{-1}$ , raíz cuadrada simple ( $x^{1/2}$ ) o doble raíz cuadrada ( $x^{1/4}$ ),  $(x)^2$ ,  $(x)$  exponencial. Con estas transformaciones se aseguró que las nuevas variables cumplieran con los supuestos de normalidad requeridos para realizar la aplicación de análisis estadísticos paramétricos. Este procedimiento se describe en Soto-Jiménez y Páez –Osuna (2001).

Para el caso de los compuestos orgánicos la transformación aplicada fue  $\ln(x+1)$ , para asegurar una distribución normal de los residuales en las pruebas de regresión (Patil, 2001).

El tratamiento estadístico de los datos se realizó utilizando software de análisis estándar (Statistica 1998).

En todos los casos la matriz de sedimentos de las Bahías de Salina Cruz sin extremos se utilizó para realizar las pruebas de “t” Student, coeficientes de correlación de Pearson (r), análisis de varianza de Tukey y curvas de dispersión “scatter plots”. En la Tabla V, se presentan los grupos de matrices, los tipos de análisis y las transformaciones que se aplicaron a las variables de las bahías y los cuerpos continentales.

Tabla V. Relación de análisis estadísticos, datos utilizados en cada uno y función de transformación aplicada.

<b>Análisis</b>	<b>Bahías de Salina Cruz</b>	<b>Función de transformación</b>	<b>Cuerpos Continentales</b>	<b>Función de transformación</b>
Tendencia Central (media, intervalo, intervalo de confianza 95%, desviación estándar)	Sin valores <LD Sin valores extremos	No aplica	Sin valores <LD	ln
Pruebas de “t” (diferencias entre “lluvias” y “secas/nortes”)	Sin valores <LD Sin valores extremos	No aplica	Sin valores <LD	ln
Normalidad Kolmogorov-Sminov	Sin valores <LD Sin valores extremos	No aplica	Sin valores <LD	ln
Coefficientes de correlación de Pearson (r) 95% $p < 0.05$	Sin valores <LD Sin valores extremos	No aplica	Sin valores <LD	Ln
Regresiones (normalización)	Sin valores <LD Sin valores extremos	Ajuste a la distribución normal	No aplica	No aplica
Factores de Enriquecimiento	Sin valores <LD <sup>(a)</sup>	No Aplica	No aplica	No aplica
Índices de geoacumulación	Sin valores <LD <sup>(a)</sup>	No Aplica	No aplica	No aplica
Calidad de sedimentos	Sin valores <LD <sup>(a)</sup>	No Aplica	No aplica	No aplica
SiZer	Matriz original <sup>(b)</sup>	No Aplica	No aplica	No aplica
Surfer	Matriz original <sup>(b)</sup>	No Aplica	No aplica	No aplica
Varianza de Tukey	Sin valores <LD Sin valores extremos	ln	No aplica	No aplica
Valores típicos de compuestos orgánicos	No aplica	No aplica	Valores <LD/2	No aplica
Partición de compuestos orgánicos	Sin valores <LD	No aplica	No aplica	No aplica

<sup>(a)</sup>Las muestras con valores menores al límite de detección se mantuvieron en el caso de que los valores de referencia (promedio de la corteza terrestre o SQG) fueran menores.

<sup>(b)</sup>En el caso de los compuestos orgánicos se excluyeron los valores extremos, se mantuvieron las muestras con valores <LD

### 2.5.1.2 Normalización

#### 2.5.1.2.1 Metales pesados

La discriminación entre el origen antropogénico de los metales de los que provienen del intemperismo natural es un componente esencial de los estudios geoquímicos. Una técnica ampliamente aplicada es la “normalización” en la que las concentraciones de los metales se relacionan con características texturales y de composición de los sedimentos. No existe un consenso sobre el compuesto mas apropiado para ser usado en la normalización de los

metales en sedimentos, si bien se han utilizado las concentraciones de Al y Fe con el fin de reducir el efecto natural promovido por el tamaño de grano y estimar la extensión de la contaminación de un sitio (Loring, 1991; Daskalakis y O'Connor 1995).

Ya que el Al, Fe, y el tamaño de grano tienden a covariar, el uso de un solo normalizador puede en muchas ocasiones representar varias relaciones geoquímicas encubiertas. Con el fin de identificar las relaciones entre las variables conservativas de normalización con los contaminantes de interés se utilizaron primero los coeficientes de Pearson y después de comprobar la existencia de las relaciones entre éstos se utilizaron dos variables en la normalización (las fracciones de granos finos del sedimento y el Fe), de acuerdo a los trabajos de Morse *et al.* (1993), Kennicutt *et al.* (1994), Baptista-Neto *et al.* (2000).

Posteriormente se elaboraron curvas de regresión entre los metales como variables dependientes del % de fracciones finas o de Fe en el sedimento. Las muestras por arriba de las líneas de predicción en estas curvas, no siguen el patrón de las variables conservativas y por tanto su presencia puede asociarse a fuentes diferentes a las naturales.

#### 2.5.1.2.2 *Compuestos Orgánicos*

Como en el caso de los metales, con el fin de diferenciar los HAT que se originan de las actividades humanas de los que resultan como subproducto de procesos naturales y del intemperismo, las concentraciones encontradas de HAT se normalizaron con relación a las características de composición y textura del sedimento (NFESC, 2003).

El contenido de materia orgánica en los sedimentos, cuantificado por la concentración de carbón orgánico total (COT), se piensa que juega un papel importante en la acumulación y disponibilidad de diferentes contaminantes. Más aún algunos estudios de sedimentos marinos han reportado un incremento progresivo de COT de manera concomitante con la disminución del tamaño de grano. Por lo tanto ya que las fracciones finas del sedimento < 63  $\mu\text{m}$ , tienden a covariar con la materia orgánica medida en este caso como material orgánico extraíble (MOE) según se indica en el inciso (2.3.3); el uso de un solo

normalizador tiende como en el caso de los metales a representar relaciones geoquímicas encubiertas.

Como en el caso de los metales para la normalización de los HAT primero se confirmó la existencia de relaciones positivas entre los normalizadores y las concentraciones de HAT, posteriormente se normalizaron con relación a las fracciones finas del sedimento y el MOE. Finalmente se elaboraron las curvas de regresión de la concentración de HAT como variable dependiente de las concentraciones de MOE y del % de fracciones finas del sedimento. Las estaciones fuera de los límites de predicción no siguen la tendencia de las variables de normalización y por lo tanto pueden considerarse como de origen antropogénico.

#### 2.5.1.3 Factores de Enriquecimiento FE e Índice de Geoacumulación $I_{geo}$

##### 2.5.1.3.1 Metales Pesados

La normalización es también una herramienta poderosa para la comparación del contenido de metales traza en los sedimentos y se puede aplicar para determinar factores de enriquecimiento con relación al contenido promedio de la corteza terrestre (Nolting *et al.*, 1999).

Se calcularon los factores de enriquecimiento para cada metal, dividiendo el cociente de su concentración sobre el elemento de normalización con la misma relación encontrada en la de línea base seleccionada (Taylor, 1964).

$$FE = (\text{metal/Fe, fracciones finas})_{\text{sedimento}} \cdot (\text{metal/Fe, fracciones finas})_{\text{corteza terrestre}}^{-1}$$

FE's cercanos a la unidad indican un origen en la corteza terrestre, aquellos menores a 1.0 sugieren una posible movilización o disminución de los metales en el sitio (Szefer *et al.*, 1996), FE>1.0 indican que el elemento es de origen antropogénico. FE's mayores a 10 sugiere que su fuente de origen no se relaciona con la corteza terrestre (Nolting *et al.*, 1999).

Se calcularon también los Índices de geoacumulación para cada metal utilizando la expresión de Müller (1979):

$$I_{\text{geo}} = \text{Log}_2 (M)_i \cdot [1.5 (M)_r]^{-1}$$

Donde;  $(M)_i$ , es la concentración de los metales en las muestras de sedimentos estudiadas, mientras que  $(M)_r$ , es la concentración promedio de ese metal en la corteza de la Tierra. De acuerdo al autor, el nivel de contaminación puede ser clasificado de acuerdo con su intensidad en una escala que va de 0 a 6 (0 = No contaminado, 1 = No contaminado a medianamente contaminado, 2 = Moderadamente contaminado 3 = Moderada a fuertemente contaminado, 4 = Fuertemente contaminado, 5 = Fuertemente a muy fuertemente contaminado, 6 = Muy contaminado). El valor más alto indica que la concentración del metal es 100 veces más alta que la que se espera encontrar en la corteza terrestre.

Los valores de la corteza terrestre que se utilizaron en esta investigación provienen de los trabajos de Martin y Meybeck (1979) y representan la composición promedio de rocas superficiales expuestas a la meteorización. Estos valores para cada metal son: Fe 3.6%, Cr 71, Cu 32, Ni 49, Pb 16, V 97 y Zn 127  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Para el caso de las fracciones finas se utilizó el valor promedio de esta fracción en el área de estudio a lo largo de un periodo de 20 años (27.55%).

#### 2.5.1.3.2 Compuestos Orgánicos

Cuando se hacen comparaciones del contenido de metales en sedimentos entre regiones se recurre a la normalización con respecto a la corteza terrestre con el fin de determinar el enriquecimiento de los sitios. (Taylor, 1964; Nolting *et al.*, 1999).

Se calcularon los FE para las concentraciones de HAT como el cociente de la relación del elemento de normalización (MOE y % de fracciones finas) por el cociente encontrado en la línea base seleccionada (Río Tehuantepec cuerpo de agua continental que descarga a las bahías):

$$FE = (\text{HAT/MOE, fracciones finas})_{\text{sedimentos bahías}} \cdot (\text{HAT/MOE, fracciones finas})_{\text{sedimentos Río Tehuantepec}}^{-1}$$

Siguiendo los trabajos de Szefer *et al.* (1996), los FE cercanos a la unidad se asociaron a un origen continental, mientras que aquellos  $<1$ , sugieren una posible movilización o disminución de los hidrocarburos aromáticos. En el caso de observar  $FE > 1.0$ , su presencia indica un origen antropogénico, y FE mayores a 10 sugieren que el incremento de HAT proviene de acarreo y fuentes no continentales.

Se calcularon también los Índices de geoacumulación modificando la fórmula de Müller, originalmente descrita para metales (Müller, 1979):

$$I_{geo} = \text{Log}_2 (M)_i \cdot [1.5 (M)_r]^{-1}$$

Donde,  $(M)_i$  = concentración HAT sedimentos de las Bahías;  $(M)_r$  = concentración HAT sedimentos del Río Tehuantepec.

Los factores FE e  $I_{geo}$  se estimaron utilizando como línea de referencia las medias geométricas del cincuenta por ciento de MOE, HAT y % fracciones finas del sedimento ( $<63 \mu\text{m}$ ) de los datos colectados en el Río Tehuantepec entre los años 1995 y 2002.

#### 2.5.1.4 Modelos de Partición de Compuestos Orgánicos

La distribución de los HAT entre varias fases con frecuencia se describe utilizando los coeficientes de distribución ( $K_d$ ) como:

$$K_d = C_s \cdot (C_{aq})^{-1}$$

Donde,  $C_s$  = concentración de HAT en la fase sólida,  $C_{aq}$  = concentración de HAT en la fase disuelta.

El contenido de carbón orgánico y de fracciones finas son importantes en la acumulación y disponibilidad de los contaminantes orgánicos, por lo tanto el coeficiente  $K_d$ , se normalizó con relación a estas dos variables para obtener un coeficiente de sedimento carbón orgánico, definido como:

$$K_{oc} = K_d \cdot (\text{MOE})^{-1} \text{ o } K_{oc} = K_d \cdot (\% \text{ granos } \leq 63 \mu\text{m})^{-1}$$

#### 2.5.1.5 Tendencias Espaciales y Temporales

Para representar la distribución espacial de las variables se utilizó el software Surfer-8 software (Surfer, 2002), utilizando el método de interpolación de Kriging, que es un método de retícula geoestadística que ha probado ser una herramienta muy reconocida y útil en diferentes campos. Produce mapas de datos espaciales irregulares, expresando las tendencias de los mismos, por lo que es un método flexible de interpolación en el que los valores extremos se interrelacionan con la tendencia general de los datos formando contornos redondeados. Puede ser un interpolador exacto o de suavizado, considera la anisotropía de los datos y las tendencias menos evidentes de los mismos reflejando eficientemente su naturaleza original (Chin-Shung *et al.*, 2004).

Para identificar las tendencias temporales de los contaminantes se utilizó el método no – paramétrico SiZer “Simple Inference in Exploratory Data Analysis software” (Chaudhuri y Marron, 1999; Godtlielsen, *et al.*, 2003), reconstruyendo la variación de los contaminantes a lo largo del tiempo. Para ambos análisis dependiendo de la variable los datos fueron transformados a  $\text{Log}_{10}$ .

Este método de inferencia ha mostrado su utilidad y ha representado de manera natural y con un buen ajuste las reconstrucciones de temperatura y otras variables ambientales (Holmström y Erästö, 2001). Esta aproximación considera de manera simultánea una colección suavizada de concentraciones tanto de los metales como de los compuestos orgánicos estudiados y realiza inferencias a cerca de la significancia de las tendencias expresadas de los mismos a lo largo del tiempo.

La variación de la concentración temporal de los metales y compuestos orgánicos en el ambiente es típicamente muy amplia, por lo que esta técnica de suavizado no paramétrica puede fijar líneas a los datos y hacer inferencias con relación a su pendiente. En el método de suavizado de SiZer en lugar de considerar únicamente una línea recta, pueden fijarse



localmente varias a diferentes amplitudes dentro del intervalo completo de las concentraciones.

Las líneas de los diferentes intervalos parciales se determinan como una ventana en los datos y el tamaño de la misma actúa como un parámetro de suavizado que refleja el contenido del detalle recuperado en el suavizado. La teoría detrás de este método, es que la reconstrucción de los datos se convierte en una familia de suavizados, y los signos y magnitudes de la pendientes son utilizados para hacer inferencias acerca de las tendencias significativas que están presentes en las concentraciones reales de los metales y compuestos orgánicos en diferentes escalas de tiempo.

#### 2.5.1.6 Contaminantes de interés por sitio y actividades

Con el fin de relacionar los patrones espaciales y temporales de los contaminantes de interés con los sitios, actividades y eventos que tienen y han tenido lugar en las Bahías de Salina Cruz, los datos se arreglaron en 5 diferentes grupos: tres relacionados con las actividades industriales (difusor de las descargas de la industria petrolera, derrames de productos de petróleo, actividades portuarias y de mantenimiento de embarcaciones), una fuente externa al sistema al este de la región y el resto de los datos como representativo de las condiciones generales que se presentan en las Bahías de Salina Cruz. Para identificar si existían diferencias entre estos grupos de datos se aplicó el análisis de varianza ANOVA y las diferencias significativas entre éstos se definieron mediante la prueba de Tukey (Statistica 1998).

#### 2.5.1.7 Valores de fondo de contaminantes de interés

Sinclair (1981), sugirió que la distribución de la concentración de metales seguía una curva lognormal. Förstner (1983), que los valores de fondo que representan el umbral entre concentraciones de contaminantes y las que no los son, pueden derivarse de curvas lognormal. Patil (2001), indica que entre más se profundiza en el conocimiento de los sistemas ambientales, es más evidente que sus variables se distribuyen siguiendo una curva lognormal sesgada hacia valores altos de una forma más intensa que la de la campana que describe la distribución normal, así mismo menciona que en sitios de depósitos de residuos,

las concentraciones de compuestos químicos están sesgadas de manera más extrema, y que las concentraciones altas generalmente se agrupan espacialmente de acuerdo a la proximidad de los sitios. Celso et al, (1999), obtienen valores de fondo para el caso de metales en sedimentos cuyas curvas de distribución no se ajustan a la linealidad y utilizan el punto de inflexión de las curvas como la concentración que representa el límite entre las áreas contaminadas y las no o ligeramente contaminadas.

El software para ajuste de curvas *Curve Expert* (Digital River, 2005) se utilizó para obtener el mejor ajuste de los modelos de la frecuencia acumulada de los contaminantes de interés identificados. Para el caso de los HAT los valores del modelo del mejor ajuste se compararon con las mediciones experimentales, el valor calculado de la primera intersección entre las dos curvas, con respecto a la curva modelada se propone como el valor de fondo de los contaminantes, en el caso del Pb se utilizaron los valores esperados del ajuste lognormal.

### **2.5.2 Análisis de la comunidad de moluscos**

Chapman (2006), enfatiza que las investigaciones de contaminación de sedimentos deben utilizar pero no soportarse únicamente en datos de contaminantes químicos ya que el énfasis de las evaluaciones debe ponerse en los efectos al ecosistema y no en las concentraciones que son anómalas en los sistemas naturales estudiados. Por esta razón cuando se hacen investigaciones de los efectos de la contaminación histórica los datos de las características de las comunidades residentes deben tener un peso específico mayor al ser más realistas que los estudios de toxicidad en laboratorio.

Los estudios de toxicidad en laboratorio se realizan bajo condiciones controladas y son simplistas en comparación con el ambiente real, en ocasiones no predicen de manera confiable los efectos de los contaminantes en las poblaciones naturales (Chapman *et al.*, 2002). Es necesario entonces establecer el estado de las comunidades residentes, enfocándose a los organismos más expuestos, esto es los que viven en los sedimentos (infauna béntica).

El mismo autor destaca que los estudios de bentos, deben hacerse al mismo tiempo que las mediciones de los contaminantes en sedimentos y ser submuestras de los mismos sedimentos que se utilicen para los análisis químicos y de caracterización fisicoquímica. Enfatiza además que los estudios deben enfocarse a los componentes estructurales de las comunidades en particular la abundancia de taxa, la diversidad, la proporción de los taxa mejor representados, la riqueza de especies y la dominancia. El estudio de las comunidades proporcionará información sobre si existe, el como y en que extensión se ha alterado la estructura de la comunidad reflejando entonces la contaminación de un sitio (Chapman, 2006).

Cabe destacar además que los estudios de la comunidad del bentos en conjunto con los de contaminantes en sedimentos representan la mejor aproximación al estudio de la contaminación, por si mismas (relaciones predador-presa en la cadena trófica) y como indicadores del escenario más crítico (movilidad limitada del bentos) de los efectos potenciales directos a otros (con mayor movilidad como peces) componentes del ecosistema.

Los ecosistemas pueden sufrir alteraciones por estresores que incluyen, pero no están limitados a la contaminación química, por ejemplo, cambios en el hábitat o la introducción de una nueva especie. Los eventos de contaminación química con frecuencia se acompañan de estresores no químicos, resultando en impactos acumulativos al entorno (Teplisky *et al.*, 2005).

Para el estudio de la comunidad del bentos también, se llevo a cabo el análisis estadístico y de tendencia central de sus características, y las pruebas de  $t$  para reconocer el comportamiento estacional de las variables, así mismo se llevaron a cabo correlaciones utilizando el coeficiente de Pearson entre las características de la comunidad (riqueza y diversidad) y los valores  $\ln(x+1)$  transformados de diversidad, metales y compuestos orgánicos estudiados en los sedimentos, previo a las pruebas estadísticas se eliminaron los valores extremos considerándolos como aquellos valores superiores a los límites de  $2 \pm DE$ .

Para establecer las relaciones entre la comunidad de moluscos del bentos, las características fisicoquímicas del medio (contenido de sólidos suspendidos en agua, tamaño de grano de sedimento y contenido de materia orgánica en ambos compartimientos) y el contenido de contaminantes (metales pesados e hidrocarburos aromáticos) se utilizó el algoritmo ACE Alternating Conditional Expectations (ACE) que es un método de análisis de regresión múltiple no paramétrico (Breiman y Friedman, 1985; Chaudhuri y Marron, 1999). El poder de ACE radica en la habilidad para recobrar la forma funcional de las variables y descubrir las relaciones complejas que existen entre las variables de predicción y las de respuesta (Wang y Murphy, 2004).

El análisis de regresión múltiple paramétrico presupone un comportamiento lineal de las variables, cuando las relaciones entre la variable de respuesta y las variables de predicción se desconocen o no son exactas, la regresión lineal puede dar lugar a resultados erróneos o sesgados. Esta es una de las razones principales por las que en estos casos se utilizan técnicas de regresión lineal no paramétricas, las que requieren de muy pocos supuestos acerca de la linealidad de las variables. Los métodos de regresión no paramétricos se clasifican en aquellos que no transforman las variables de respuesta y en aquellos que sí lo hacen como ACE.

El modelo ACE reemplaza el problema de estimar una función lineal de una variable estimando sus funciones por medio de un método iterativo, estas funciones se alcanzan minimizando la varianza no explicada de las relaciones lineales entre la transformada de la variable de respuesta y la suma de las transformadas de las variables de predicción, lo que va aumentando el valor de regresión hasta hacerse asintótico. Las dos operaciones matemáticas básicas que están involucradas en este método son la de condiciones esperadas y la de minimización iterativa de donde deriva entonces el nombre.

Este método se ha aplicado con éxito en la interpretación de datos de calidad del aire (ozono) con relación a variables meteorológicas y condiciones estacionales anuales. Patil (2001), propone ACE como un método alternativo para establecer las relaciones dosis

respuesta de contaminantes en el ambiente que no requieren asumir supuestos de linealidad que no se justifican en las formas originales de las curvas que representan esta asociación.

En este análisis se seleccionaron como variables de respuesta las características de la comunidad de moluscos (diversidad Shannon, abundancia y riqueza), mientras que como variables de predicción las concentraciones de los contaminantes y las características del medio, estos dos grupos de variables de predicción se incorporaron en el análisis de manera separada, uno a uno con el fin de distinguir la variabilidad natural (características del medio) de los efectos de los contaminantes.

Para reconocer la causa de la variabilidad observada de las características de la comunidad ( $Y_n$ ) en los modelos definidos por ACE, y la aportación específica de ésta asociada a los contaminantes se calcularon los coeficientes de correlación parcial considerando los modelos de variación fisicoquímica como un grupo (A) y los de éstos con la incorporación de los metales como otro (B). Teóricamente el coeficiente de correlación parcial de dos variables o grupos de variables independientes  $A$  y  $B$  con relación a una variable dependiente  $Y$  se puede representar por regiones de varianza compartida. En el caso del efecto de la contaminación los resultados que se buscan con los modelos de correlación son los que identifican la variación exclusiva que se relaciona con los contaminantes, de acuerdo a la siguiente fórmula (Cohen y Cohen, 1983).

$$sR^2_B = R^2_{Y,AB} - R^2_{Y,A} / (1 - R^2_{Y,A})$$

Donde:

$Y$  = variable dependiente

$A$  = grupo de variables del ambiente, y

$B$  = grupo de contaminantes

$sR^2_B$  = coeficiente de correlación parcial de la variable  $B$  con la variable  $Y$

### 3 Resultados

#### 3.1 Caracterización del agua y tamaño de grano de sedimentos

En la Tabla VI, se presenta el resumen estadístico de las concentraciones de sólidos suspendidos totales, hidrocarburos aromáticos y materia orgánica, así como de las diferentes fracciones de tamaño de grano en sedimentos. En la misma Tabla se indican las variables que presentaron diferencias estadísticas significativas entre las estaciones climáticas secas (S) y Lluvias (L) de acuerdo a los resultados de la prueba de *t* student de variables independientes con varianzas diferentes, observándose que sólo los hidrocarburos aromáticos ( $t=35.8343$ ,  $gl=298$ ,  $p=0.0000$ ,  $nS=108$ ,  $nL=192$ ) y las arcillas ( $t=-5.6264$ ,  $gl=194$ ,  $p=0.0000$ ,  $nS=71$ ,  $nL=125$ ) tienen un comportamiento estacional definido con porcentajes mayores de arcillas durante la época de lluvias y mayores concentraciones de hidrocarburos aromáticos en agua en la estación de secas, las arenas presentan un comportamiento similar en ambas estaciones ( $t=-1.0609$ ,  $gl=215$ ,  $p=0.2899$ ,  $nS=69$ ,  $nL=148$ ).

Como resultado del análisis de la Tabla, se puede observar que las concentraciones de materia orgánica extraíble en agua presentan un intervalo de variación muy amplio y aún cuando las diferencias entre estaciones climáticas no son estadísticamente significativas, las concentraciones más altas se presentan durante la temporada de lluvias. Los valores promedio de HAT en agua variaron de 0.01 a 120  $\mu\text{g. l}^{-1}$ .

Tabla VI. Resumen estadístico de la caracterización del agua y tamaño de grano de sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

		Agua			Sedimento			
		Sólidos Suspendedos (mg.l <sup>-1</sup> )	MOE (µg.l <sup>-1</sup> )	<sup>(a)</sup> HAT (µg.l <sup>-1</sup> )	Arenas (% > 63µm < 2 mm)	Limos%	<sup>(a)</sup> Arcillas %	<sup>(b)</sup> Finos (% < 63 µm)
Datos Originales / Con Valores Extremos	Intervalo	13-412	1.1-13300	0.01-534	5.59-99.22	0.14-92.60	0.51-52.23	0.78-94.41
	Media	122.53	776.47	16.23	70.22	24.07	6.36	29.76
	Desv. Estd.(# de muestras)	74.94(232)	1735.61(303)	51.95(326)	23.17 (225)	21.34 (225)	6.91 (201)	23.18(225)
	Coefficiente de Variación %	61.16	223.53	320.03	32.99	88.67	108.66	77.91
Global / Sin Valores Extremos	Intervalo	13-251	1.1-4226	0.01-120	24.55-99.22	0.14-66.36	0.51-20.00	0.78-75.45
	Media	109.59	454.44	8.37	72.42	21.35	5.50	27.55
	Desv. Estd.(# de muestras)	48.17(221)	732.23(289)	21.35(315)	72.42(217)	17.98(214)	3.99(196)	20.47(217)
	Coefficiente de Variación %	43.96	161.13	255.09	28.25	84.21	72.58	74.30
Estación de "Secas/Nortes"	Intervalo	41.40-244	7.60-2277	0.01-120	24.55-99.22	0.14-66.36	0.51-13.43	0.78-75.45
	Media	101.70	376.14	15.80	70.26	24.46	3.52	29.75
	Desv. Estd.(# de muestras)	39.40(121)	440.82(108)	29.95(123)	22.35(69)	19.77(67)	1.92(71)	22.37(69)
	Coefficiente de Variación %	38.74	117.20	189.53	31.81	80.83	54.58	75.20
Estación de "Lluvias"	Intervalo	13-251	1.1-4226	0.1-79.38	25.60-98.32	0.17-65.45	0.88-20.00	1.68-74.40
	Media	119.15	501.17	3.61	73.42	19.93	6.63	26.53
	Desv. Estd.(# de muestras)	55.74(100)	858.18(181)	10.87(192)	19.51(148)	16.98(147)	4.41(125)	19.52(148)
	Coefficiente de Variación %	46.79	171.24	301.22	26.57	85.20	66.60	73.58

<sup>(a)</sup> t student; existe diferencia significativa entre estaciones

<sup>(b)</sup> limos+arcillas

En la Figura 5 se presenta el patrón de distribución espacial de los sólidos suspendidos totales en el periodo estudiado. Se observan con claridad los aportes de éstos desde los cuerpos continentales y las mayores concentraciones en las costas principalmente en la terminal marítima y en el puerto de Salina Cruz, así como en las Salinas del Marqués. También se observan dos zonas de acumulación mar adentro entre las UTMx 260,000-265,000 y en la UTMx 275,000.

Con respecto la distribución de la materia orgánica en el agua (véase Figura 6), las mayores concentraciones se presentan en las áreas costeras, y dos núcleos más de máxima concentración alejados de la costa, que es similar al comportamiento de los sólidos suspendidos.

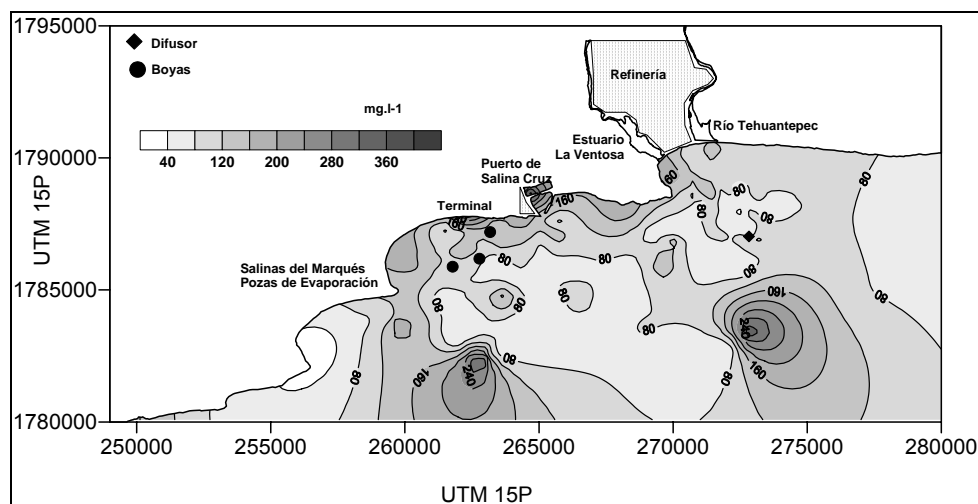


Figura 5. Patrón de distribución espacial de los sólidos suspendidos totales en agua de las Bahías de Salina Cruz.

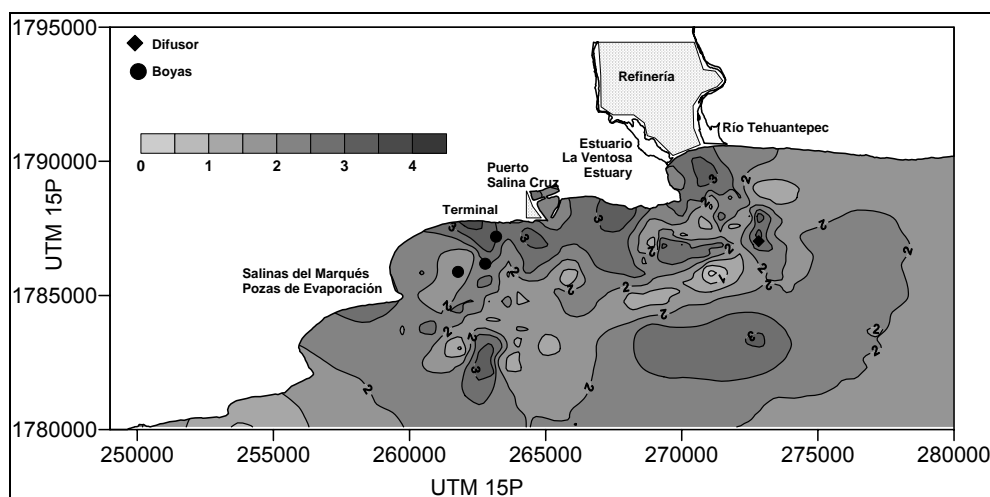


Figura 6. Distribución espacial de la materia orgánica ( $\log_{10} \mu\text{g.l}^{-1}$ ) en agua en las Bahías de Salina Cruz.

La Figura 7 muestra el patrón de depositación en el lapso de 20 años de las fracciones finas del sedimento ( $\% < 63 \mu\text{m}$ ), el cual sugiere que en las regiones mar adentro se encuentran áreas de baja energía que permiten el asentamiento de un número mayor de partículas finas, generando sedimentos limo-arcillosos, que pueden contener mayores niveles de contaminantes, las que coinciden con las zonas de mayor concentración de sólidos suspendidos y materia orgánica en agua. En las zonas costeras se presentan sedimentos gruesos de tipos arenoso. Al este en torno al emisor de la refinería se observa una zona de menor contenido de sedimentos finos, promovida posiblemente por el efecto físico de la descarga.



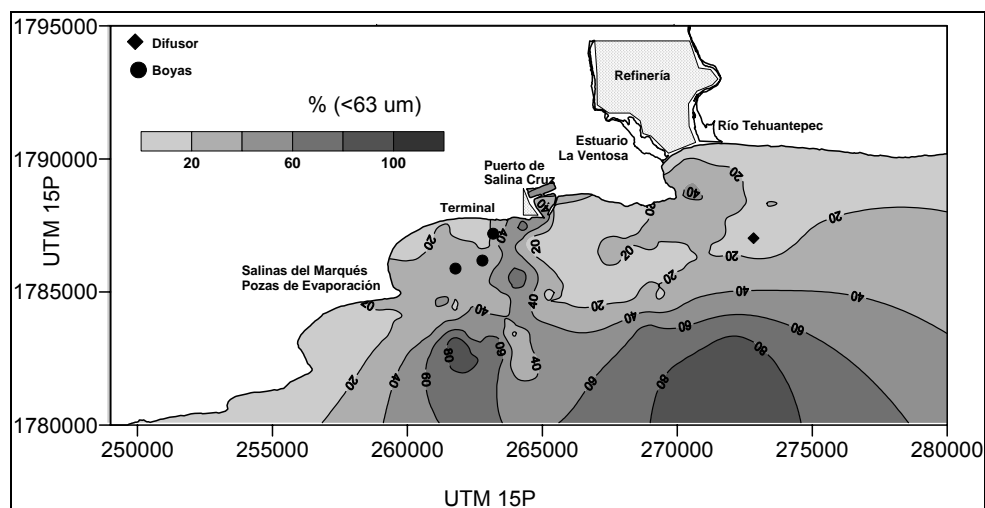


Figura 7. Patrón de deposición espacial de las fracciones finas del sedimento en las Bahías de Salina Cruz.

### 3.2 *Contaminantes de Interés Potencial*

#### 3.2.1 **Metales pesados**

Los valores promedio para los dos periodos climáticos dominantes de la región, así como para los grupos de datos original (con valores extremos) y general (sin valores extremos) del porcentaje de las fracciones de grano y las concentraciones de metales en sedimento se presentan en las Tablas VI y VII respectivamente.

Tabla VII. Resumen estadístico de las concentraciones de metales en sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

		Elementos analizados (peso seco)						
		Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Fe %	Ni ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) <sup>(a)</sup>	Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	V ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
Datos Originales Con Valores Extremos	Intervalo	5.00-181.7	0.82-4.03	5.00-1101	5.00-123.7	14.76-544.7	5.30-597.4	5.00-79.44
	Media	18.26	2.24	20.99	30.03	54.52	81.73	29.84
	Desv. Estd.(# de muestras)	22.76(205)	0.64 (148)	72.19(240)	22.52(156)	73.61(120)	105.88(70)	14.81(201)
	Coefficiente de Variación %	124.65	28.64	343.99	74.99	135.00	129.55	49.63
Global Sin Valores Extremos	Intervalo	5.00-60.50	0.96-3.39	5.00-89.77	5.00-74.40	14.76-139.48	5.30-214.29	5.00-59.02
	Media	14.02	2.25	15.50	26.84	43.66	55.27	27.90
	Desv. Estd.(# de muestras)	10.43(195)	0.59(143)	9.36(238)	16.12(150)	23.95(117)	35.90(65)	12.39(191)
	Coefficiente de Variación %	74.37	26.33	60.38	60.05	54.85	64.95	44.39
Estación de "Secas/Nortes"	Intervalo	5.00-63.70	1.32-3.39	5.00-40.85	6.90-74.40	15.00-89.77	20.10-597.4	5.00-57.37
	Media	15.90	2.48	16.44	29.25	41.98	223.88	30.59
	Desv. Estd.(# de muestras)	9.07(94)	(0.47)85	9.35(113)	14.85(71)	15.03(79)	248.96(6)	12.35(107)
	Coefficiente de Variación %	57.07	18.78	56.87	50.77	35.81	111.20	40.39
Estación de "Lluvias"	Intervalo	5.00-60.50	0.88-2.94	5.00-39.44	5.00-71.70	14.76-79.27	5.30-152.92	5.00-59.02
	Media	12.78	1.93	13.74	24.68	33.61	51.70	24.48
	Desv. Estd.(# de muestras)	12.35(102)	0.61(57)	5.49(123)	16.98(79)	17.75(32)	26.55(60)	11.62(84)
	Coefficiente de Variación %	96.68	31.56	39.93	68.81	52.82	51.36	47.49

<sup>(a)</sup> t student; no existe diferencia significativa entre estaciones

<sup>(b)</sup> limos+arcillas

Las pruebas *t* student para muestras independientes con varianza diferente entre las estaciones de secas-nortes (S) y lluvias (L), indican que no hay diferencias estacionales para el caso del Ni (*t* valor=1.5990, gl=234, p=0.1112, nD= 113, nLl=123) y los % de arenas (*t* valor=-1.5577, gl=211, p=0.1208, nS=69, nLl=144) y fracciones finas <63 $\mu$ m (*t* valor=1.3260, gl=213, p=0.1863, nS=69, nLl=146). Estos resultados sugieren que durante la estación de secas, los bajos acarreo continentales y los menores aportes hacia las Bahías a través de las barreras del estuario La Ventosa y el río Tehuantepec, permiten la acumulación de metales en la superficie de los sedimentos, mientras que las escorrentías continentales y la ruptura de las barras durante las lluvias incrementan las arcillas y disminuyen las concentraciones de metales.

La mayoría de los valores extremos con excepción de los de Pb, que se excluyeron de los análisis estadísticos, correspondieron a estaciones muestreadas durante la temporada de lluvias. Esto sugiere que durante esa estación los aportes continentales incorporan cantidades de metales extraordinariamente altas a las Bahías que no corresponden al patrón natural de depositación en las mismas.

La Tabla VIII presenta los coeficientes de correlación (*r*) al 95% del nivel de confianza (nivel de significancia  $p=0.05$ ) para los porcentajes de las fracciones de grano y las concentraciones de metales de los pares sedimentológicos y metales con significancia estadística para los grupos de datos de la matriz global, así mismo se indican las funciones que se aplicaron a cada variable para obtener la linealidad requerida en el análisis.

Tabla VIII. Coeficientes de correlación de Pearson entre pares sedimentológicos y metales en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

Pares de variables	r (x,y)	r	t	p	n
<b>Global</b>					
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Ni log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )	0.2503	0.0627	3.3610	0.0010	171
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. V log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )	0.4305	0.1853	4.7699	0.0000	102
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup>	0.7440	0.5535	8.3313	0.0000	58
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Cr (μg.g <sup>-1</sup> )	0.2855	0.0815	3.6966	0.0003	156
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Arenas (%) <sup>2</sup>	-0.3140	0.0986	-3.8995	0.0001	141
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Limos (%) <sup>1/4</sup>	0.3623	0.1313	4.5167	0.0000	137
Cu log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Finos (%) <sup>1/4</sup>	0.3137	0.0984	3.8955	0.0002	141
Fe (%) <sup>2</sup> vs. Ni log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )	0.3019	0.0912	3.5970	0.0005	131
Fe (%) <sup>2</sup> vs. V log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )	0.2801	0.0785	2.9323	0.0042	103
Fe (%) <sup>2</sup> vs. Cr (μg.g <sup>-1</sup> )	0.7205	0.5191	12.1616	0.0000	139
Fe (%) <sup>2</sup> vs. Arenas (%) <sup>2</sup>	-0.5232	0.2737	-5.7587	0.0000	90
Fe (x) <sup>2</sup> vs Limos (%) <sup>1/4</sup>	0.5638	0.3178	6.2562	0.0000	86
Fe (x) <sup>2</sup> vs Finos (%) <sup>1/4</sup>	0.5566	0.3098	6.2846	0.0000	90
Ni log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs V log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )	0.5480	0.3003	6.8079	0.0000	110
Ni log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup>	0.3038	0.0923	2.3430	0.0228	56
Ni log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs Cr (μg.g <sup>-1</sup> )	0.4193	0.1758	5.8789	0.0000	164
V log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> ) vs Cr (μg.g <sup>-1</sup> )	0.5268	0.2776	6.4712	0.0000	111
Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup> vs. Cr (μg.g <sup>-1</sup> )	0.3210	0.1030	2.1966	0.0336	44
Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup> vs. Arenas (%) <sup>2</sup>	-0.4649	0.2161	-3.7131	0.0005	52
Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup> vs. Limos (%) <sup>1/4</sup>	0.5142	0.2644	4.2817	0.0001	53
Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup> vs. Arcillas (%) <sup>1/4</sup>	0.4102	0.1683	3.2434	0.0021	54
Zn (μg.g <sup>-1</sup> ) <sup>1/4</sup> vs. Finos (%) <sup>1/4</sup>	0.4642	0.2155	3.7062	0.0005	52
Cr (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Arenas (%) <sup>2</sup>	-0.3341	0.1116	-4.0570	0.0001	133
Cr (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Limos (%) <sup>1/4</sup>	0.3627	0.1316	4.4210	0.0000	131
Cr (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Finos (%) <sup>1/4</sup>	0.3503	0.1227	4.2803	0.0000	133
Arenas (%) <sup>2</sup> V vs. Limos (%) <sup>1/4</sup>	-0.9419	0.8872	-40.6493	0.0000	212
Arenas (%) <sup>2</sup> V vs. Arcillas (%) <sup>1/4</sup>	-0.5584	0.3118	-9.2292	0.0000	190
Arenas (%) <sup>2</sup> V vs. Finos (%) <sup>1/4</sup>	-0.9761	0.9529	-65.9296	0.0000	217
Limos (%) <sup>1/4</sup> vs. Arcillas (%) <sup>1/4</sup>	0.5011	0.2511	7.8757	0.0000	187
Limos (%) <sup>1/4</sup> vs. Finos (%) <sup>1/4</sup>	0.9698	0.9405	57.6347	0.0000	212
Arcillas (%) <sup>1/4</sup> vs. Finos (%) <sup>1/4</sup>	0.5011	0.2511	7.8757	0.0000	187
<b>Pb estación secas/nortes</b>					
Pb (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Cu (μg.g <sup>-1</sup> )	0.7522	0.5658	8.6187	0.0000	59
Pb (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Fe (%)	0.3514	0.1235	2.7324	0.0085	55
Pb (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Ni log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )	0.3335	0.1112	2.8077	0.0066	65
Pb (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Arenas (%)	-0.3368	0.1134	-2.4261	0.0192	48
Pb (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Limos (%)	0.3360	0.1129	2.4193	0.0196	48
Pb (μg.g <sup>-1</sup> ) vs. Finos (%)	0.3364	0.1132	2.4229	0.0194	48
<b>Pb estación de lluvias</b>					
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Cu [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup>	0.5097	0.2598	4.6271	0.0000	63
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Zn [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup>	-0.6628	0.4393	-5.8040	0.0000	45
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Cr (μg.g <sup>-1</sup> )	-0.3869	0.1497	-2.4103	0.0217	35
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Arenas (%)	0.3860	0.1490	2.8986	0.0056	50
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Arcillas (%)	-0.4876	0.2378	-3.8695	0.0003	50
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Limos (%)	-0.3532	0.1247	-2.6694	0.0102	52
Pb [log <sub>10</sub> (μg.g <sup>-1</sup> )] <sup>-1</sup> vs. Finos (%)	-0.4024	0.1619	-3.0771	0.0034	51

(r = 95% nivel de confianza, significancia p<=0.05)

Se incluyen solo los coeficientes significativos

En vista de que en el caso del Pb no se obtuvo la normalidad con la serie de funciones que se aplicaron a la matriz global, en la Tabla VIII se incluyen las correlaciones observadas para cada estación climática (secas/nortes y lluvias). Del análisis de la Tabla se destaca al Zn como el único metal que se correlaciona con las arcillas.

Algunas correlaciones significativas ( $p > 0.05$ ) entre los mismos pares, de los grupos de datos de secas y lluvias, los cuales no se muestran en la Tabla, indican que algunos metales, se relacionan estacionalmente solo con el Fe mientras que otros con las fracciones finas del sedimento. Se observaron correlaciones positivas significativas ( $p < 0.05$ ) para los pares de las fracciones de granos finos con los metales Cu, Fe, Pb y Cr en las estaciones de secas, mientras que durante la temporada de lluvias estas fracciones se correlacionaron positivamente con el Zn y el Fe pero negativamente con el Pb. Se encontraron correlaciones positivas entre el Fe vs. Ni y Fe vs. V para la estación de lluvias.

#### 3.2.1.1 Normalización con Fe y Fracciones de grano fino $< 63\mu\text{m}$ .

Los gráficos de la Figuras 8 muestran las curvas de dispersión de las concentraciones de metales en los sedimentos que presentaron correlaciones significativas con respecto al % de Fe y en la Figura 9 las que correlacionaron con las fracciones de grano fino del sedimento. Con base a estas curvas las muestras que correlacionaron en el intervalo del límite de predicción (95%), definido como  $\pm$  el error estándar de la estimación ( $n > 30$ ), se considera que constituyen los valores de fondo que ocurren de manera natural en las Bahías de Salina Cruz.

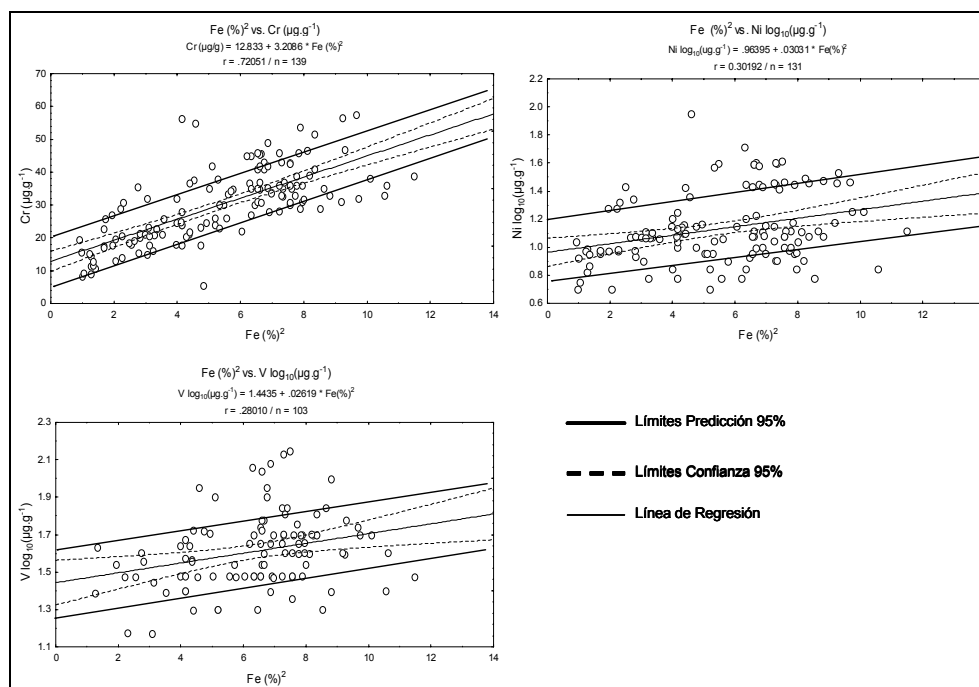


Figura 8. Curvas de dispersión mostrando las correlaciones significativas entre las concentraciones de metales pesados y porcentaje de Fe en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

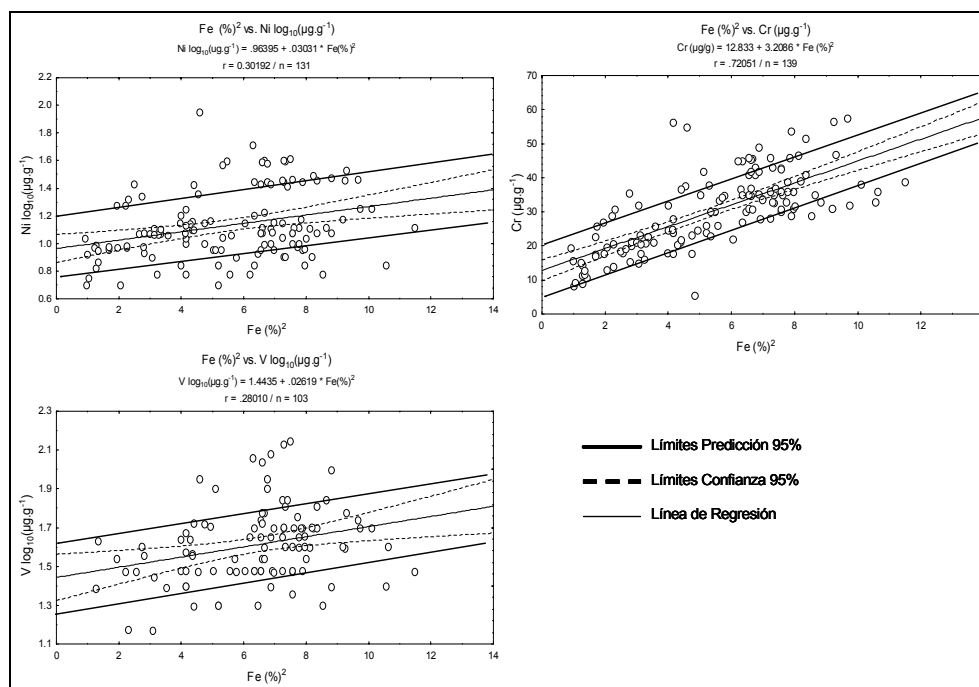


Figura 9. Curvas de dispersión mostrando las correlaciones significativas entre las concentraciones de metales pesados y las fracciones finas <63 $\mu\text{m}$  en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

Debido a que los valores originales de Pb no se ajustaron a la distribución normal con ninguna de las funciones que se aplicaron, las curvas de dispersión de la Figura 10 se

presentan de manera individual para cada estación climática (secas/nortes y lluvias). Es importante señalar además que la concentración de Pb se relaciona negativamente con las fracciones finas durante la temporada de lluvias y solo se correlacionó positivamente con el % Fe durante la estación de secas/nortes. Tam y Yao (1998) sugieren con respecto a la interpretación ambiental de estas curvas que los valores fuera del intervalo de los límites de predicción son indicativos de contaminación antropogénica.

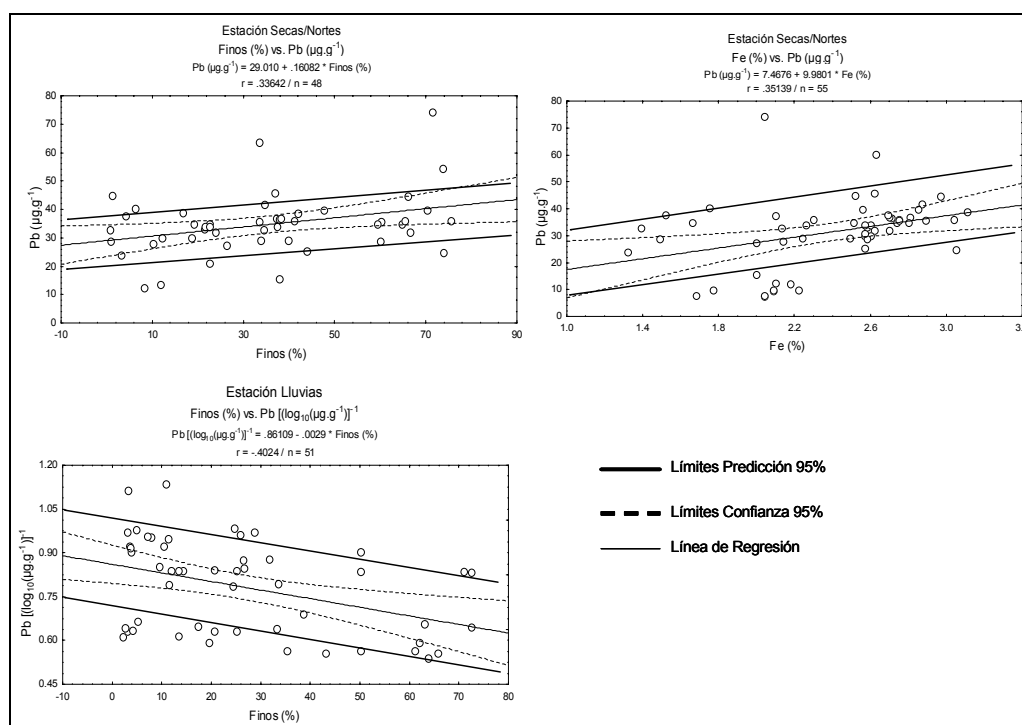


Figura 10. Curvas de dispersión mostrando las correlaciones significativas entre las concentraciones de Pb con el % Fe y las fracciones finas  $<63\mu\text{m}$  en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

### 3.2.1.2 Factores de Enriquecimiento e índices de geoacumulación.

La Figura 11 resume el cálculo de los índices de geo-acumulación  $I_{\text{geo}}$  y Factores de Enriquecimiento FE de los metales en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz durante todo el período de estudio, utilizando el % Fe y de las fracciones de grano fino del sedimento  $<63\mu\text{m}$  como elementos de referencia. En la gráfica superior se observa que en el caso del Pb el 10% de los datos presentan un  $I_{\text{geo}}$  en el intervalo que va de no contaminado a medianamente contaminado (1-2), lo que implica que la contaminación observada se deriva de las actividades industriales locales, aportes atmosféricos, descargas

de agua doméstica y escorrentías continentales. El resto de los metales estudiados presentan en >95% valores de  $I_{geo}$  que van de 0-1 por lo que su presencia en el medio no indica contaminación. Los FE, gráficas central e inferior de la misma figura, obtenidos para Cu, Ni, V, y Cr son entre 80 y 95% menores a uno utilizando Fe como referencia y alrededor del 80% cuando se utiliza como línea base el porcentaje de las fracciones de grano fino del sedimento, lo que sugiere que estos elementos se están agotando en el área de estudio con relación a la abundancia promedio de los mismos en la corteza terrestre. En el caso del Pb tanto los  $I_{geo}$  como los FE indican la presencia de contaminación en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz asociada con fuentes litogénicas / antropogénicas.

Utilizando la gráfica inferior de la Figura 11, en la que se observan mayores porcentajes de enriquecimiento para todos los metales con una frecuencia mayor al 25% se puede establecer la secuencia de acumulación de los mismos como:  $Pb > Zn > Fe > Cu > Cr > V > Ni$ , esta secuencia es coincidente para el caso del Pb, Zn y Cu cuando se utiliza al Fe como elemento de referencia, las gráficas media e inferior muestran también que los metales con un menor enriquecimiento en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz son el Cr, V y Ni.



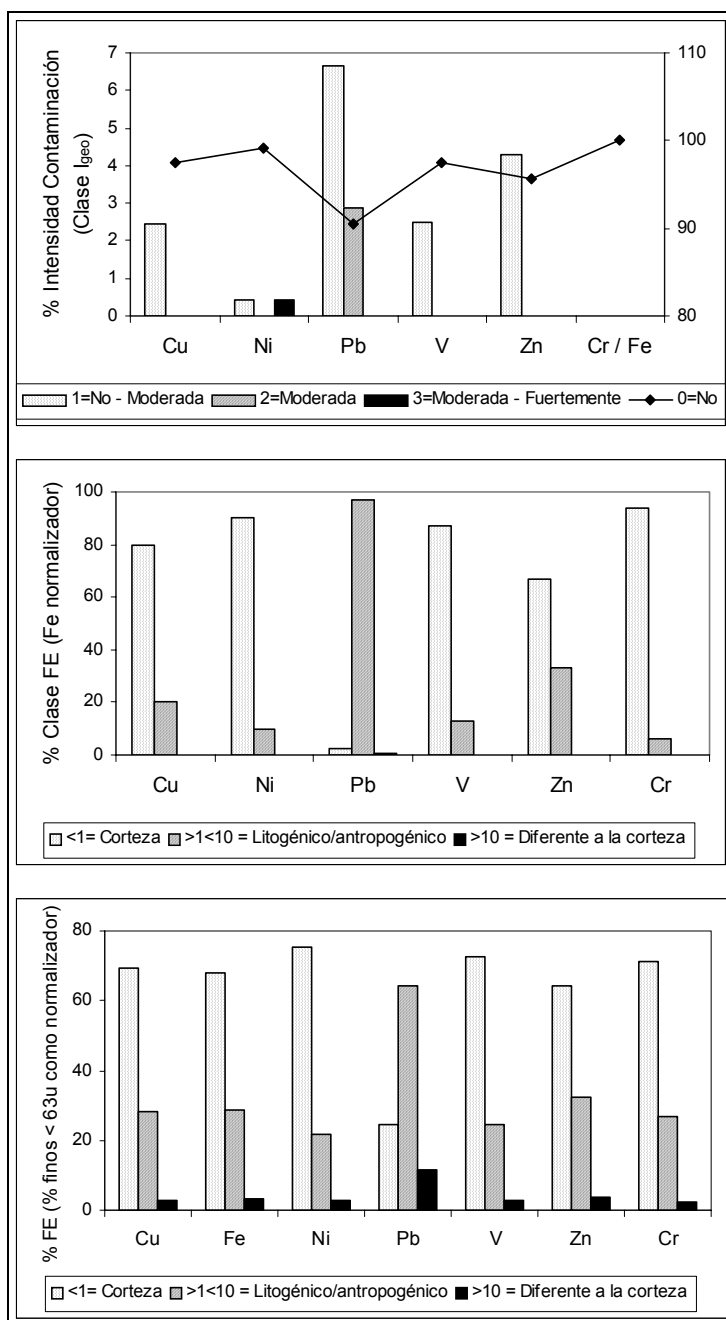


Figura 11. Índice de Geo-acumulación (I<sub>geo</sub>) y Factores de Enriquecimiento (FE) con relación a los valores promedio de la corteza terrestre de los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz utilizando el porcentaje de Fe y de las fracciones finas de grano <63µm como referencia.

### 3.2.1.3 Toxicidad de Sedimentos

En la Figura 12 se comparan las mediciones de las concentraciones de metales encontradas en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz con las concentraciones de las guías de calidad de sedimentos para ambientes marinos, valor de umbral de efecto / valor de efecto probable (TELs/PELs), los que se proponen como estándares no formales (no-regulatorios) para apoyar la interpretación de datos químicos presentes en sedimentos de ambientes marinos (Long y MacDonald, 1998). Se encontró que mas del 80% de los valores de Zn y Cr son menores al límite de umbral de efecto (TEL); pero que el Cu, Ni y Pb muestran concentraciones entre un 20 y 30% de los casos, en el intervalo posible de efecto, por lo tanto, estos metales al parecer podrían ser los más tóxicos para la fauna bentónica y producir efectos adversos en todo el ecosistema. Cabe reconocer sin embargo que de todos los metales solamente el Zn presentó una frecuencia mayor al 5% de valores superiores al límite probable de efectos (PEL).

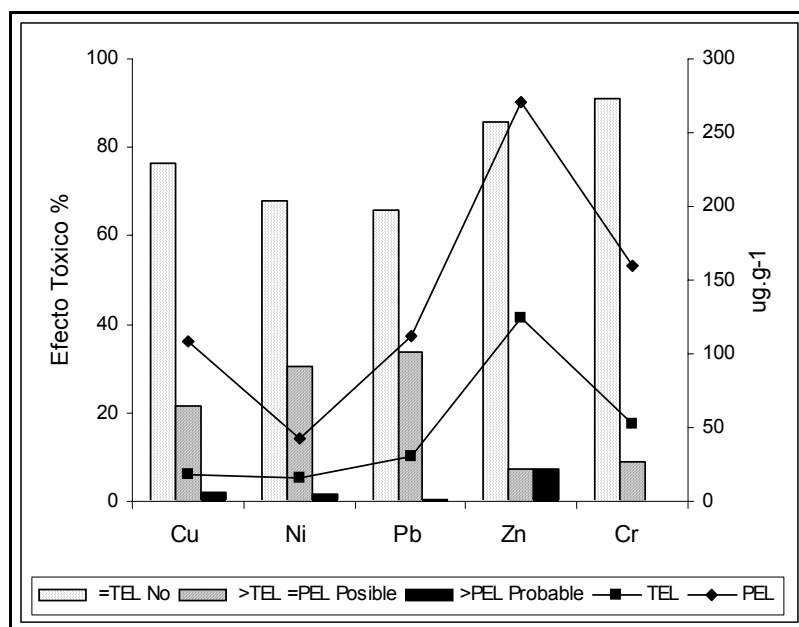


Figura 12. Efecto Tóxico de los metales de acuerdo a los criterios de calidad de sedimentos superficiales SQG.

### 3.2.1.4 Tendencias Temporales y Espaciales

Las gráficas en las Figuras 13 y 14 muestran las tendencias temporales de la acumulación de metales durante el periodo 1982-2002 para el Pb y Cr respectivamente, metales para los cuales se estableció mediante el análisis con SiZer una tendencia evidente a acumularse en el tiempo. En las Figuras los achurados con pendiente positiva muestran incremento en las concentraciones de los metales mientras que los de pendiente negativa su disminución, los achurados horizontales que la tendencia no es estadísticamente diferente, finalmente las regiones sin achurado indican que los datos son insuficientes para establecer una tendencia.

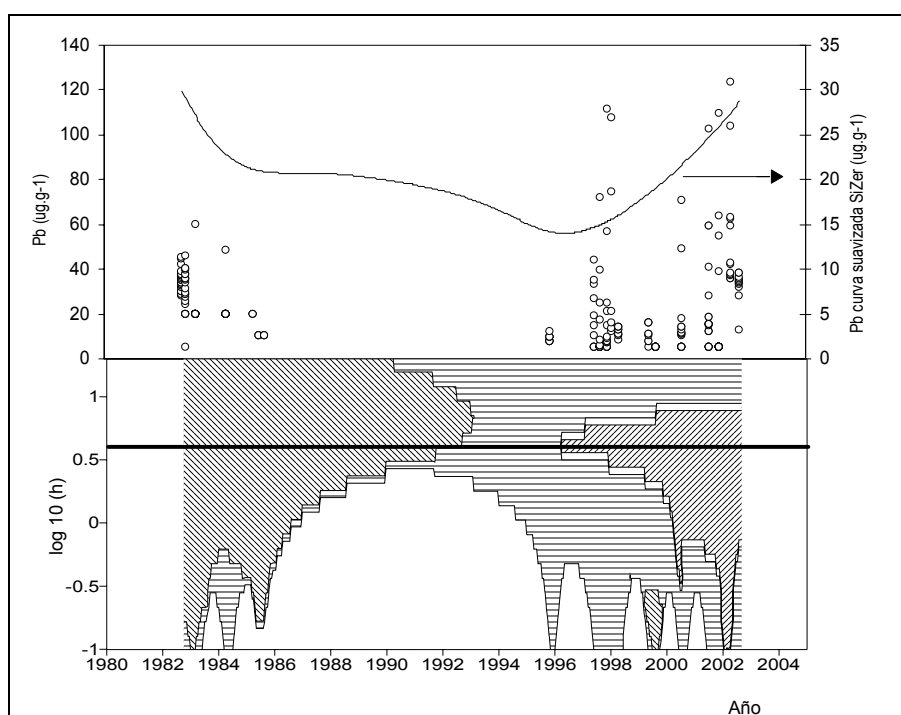


Figura 13. Tendencia temporal de las concentraciones de Pb en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

En la parte inferior de las Figuras 13 y 14 se presentan las gráficas de SiZer en las que se relacionan las tendencias de la concentración de los metales con el tiempo mediante curvas de suavizado a diferentes magnitudes de los datos de la concentración de metales. Con propósitos comparativos, las gráficas superiores muestran los valores inferidos de la curva suavizada seleccionada de SiZer como una línea continua en la escala secundaria de Y,

trazados conjuntamente con los datos originales que se muestran como puntos en la escala izquierda de  $Y$ , ambas expresadas con relación al tiempo en  $X$ .

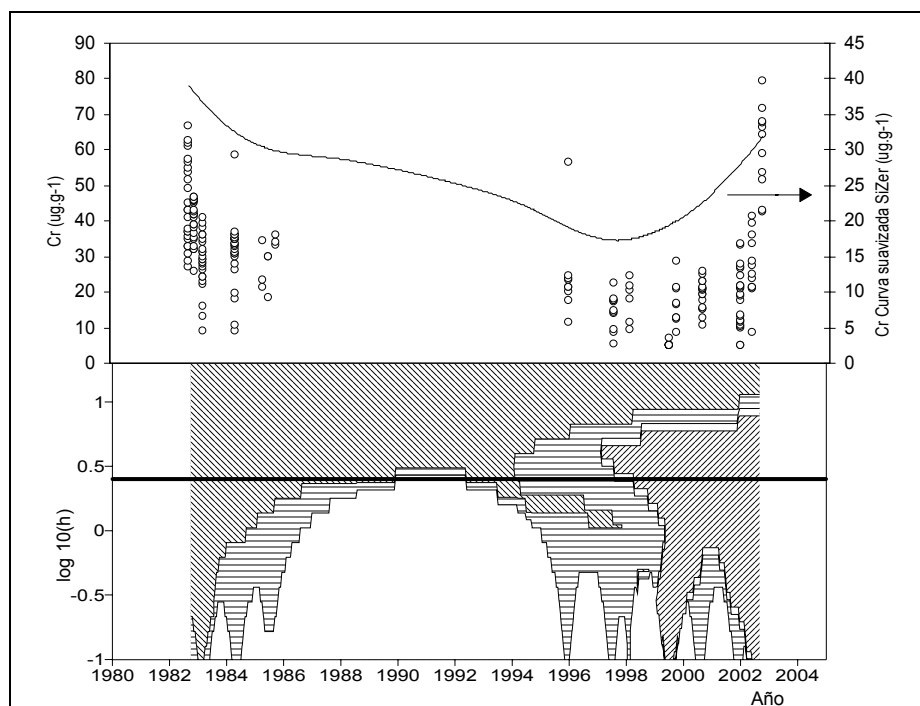


Figura 14. Tendencia Temporal de las concentraciones de Cr en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

Ambas Figuras en las gráficas de SiZer muestran todo el conjunto de líneas suavizadas obtenidas en el tratamiento, mientras que la línea continua más gruesa indica la primera línea de suavizado que utiliza todo el conjunto de datos para inferir la tendencia de los mismos en el tiempo (línea de suavizado seleccionada). La pendiente de los achurados muestra la tendencia al incremento o decremento de las concentraciones de los metales así como la magnitud y significancia de la inferencia.

Las líneas horizontales indican que para las ventanas específicas de tiempo en las que ocurren, la significancia de la inferencia que no es diferente de 0 y por lo tanto no se puede establecer con certeza la tendencia de los datos.

Las áreas de los mapas sin achurados indican que no existen suficientes datos disponibles para establecer una tendencia (por ejemplo  $\log_{10}(h) < 0.5$ ) que corresponde a una escala de tiempo de aproximadamente 10 años para el caso de ambos metales. Para valores de las

concentraciones en el intervalo de  $\log_{10} (h)$  [0.4 a 1.0], se presenta un decremento significativo de los años 1982 al 1993, y un incremento significativo posterior en el periodo 1997 a 2002. Para las curvas de suavizado ubicadas en la escala de  $Y = \log_{10} (h) > 1.0$ , todas las tendencias indican un pendiente significativa negativa, es decir tienden a decrecer.

Las tendencias temporales reconstruidas con los mapas de SiZer para el caso del Pb y el Cr muestran que aparentemente en los próximos años las concentraciones de ambos continuaran incrementándose en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

En la Figura 15 se presenta el patrón de distribución de Pb en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz en un periodo de 20 años. Las concentraciones más altas se presentan en las zonas someras, del centro de las Bahías entre las UTMx 265,000 – 270,000 y cercanas a las áreas de despacho de combustibles en barcos, mientras que las concentraciones más bajas se encuentran en las áreas más profundas al sur del emisor de la refinería y en las desembocaduras de los cuerpos continentales. La distribución espacial del Pb no sigue el patrón mostrado por la depositación de las fracciones finas del sedimento (Figura 7), lo que sugiere que existen otros factores que afectan la acumulación y acarreo continentales del mismo. Es importante destacar que al este de las Bahías se presenta un área de alta concentración que sugiere la influencia de una fuente adicional externa al sistema que influye en la tendencia de acumulación observada.

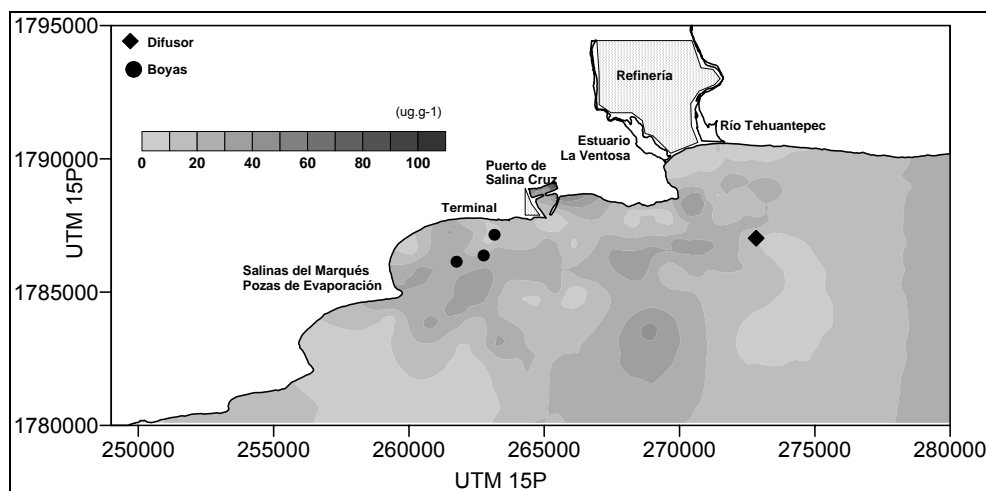


Figura 15. Mapa de la distribución espacial de las concentraciones de Pb en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.

### 3.2.2 Compuestos orgánicos

Los valores promedio de HAT y MOE, así como el porcentaje de la distribución de granos finos en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz y los cuerpos acuáticos continentales se presentan en la Tabla IX para los dos periodos climáticos dominantes en la región. Los valores originales de HAT en BSC variaron entre 0.10 a 2,160  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , mientras que en los cuerpos acuáticos continentales el intervalo total varió de 0.11 a 3,094  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ .

Las pruebas de *t* student de muestras independientes indican diferencias significativas estacionales en las concentraciones de HAT en los sedimentos de las BSC ( $t=5.4170$ ,  $gl=263$ ,  $p=0.0000$ ,  $nS=126$ ,  $nLl=139$ ). Mientras que no se observaron diferencias estacionales de las concentraciones de HAT y los porcentajes de las fracciones finas en los datos agrupados de los cuerpos acuáticos continentales, si se encontraron diferencias significativas para estas mismas variables entre el sistema estuarino de La Ventosa y el Río Tehuantepec.

Los valores originales en sedimentos de MOE en las BSC variaron de 1.54 a 10,105.0  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , y de 28.65 a 30,401.0  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  en los CAC. En la estación de secas no se observaron diferencias estadísticas del contenido de MOE entre el sistema estuarino de La Ventosa (V) y el Río Tehuantepec (T) ( $t=-0.0798$ ,  $gl=60$ ,  $p=0.9367$ ,  $nV=42$ ,  $nT=21$ ), ni tampoco se

observaron diferencias estadísticas en el comportamiento estacional de esta variable en las Bahías de Salina Cruz.

En el Río Tehuantepec se presentaron diferencias estacionales de MOE en sedimentos para las temporadas de secas (S) y lluvias (Ll) ( $t=13.0877$ ,  $gl=57$ ,  $p=0.0000$ ,  $nS=21$ ,  $nLl=38$ ) y también en los cuerpos acuáticos continentales analizados en conjunto ( $t=9.3658$ ,  $gl=161$ ,  $p=0.0000$ ,  $nS=62$ ,  $nLl=101$ ).

La MOE mostró también diferencias en la temporada de lluvias entre el sistema estuarino de La Ventosa y el Río Tehuantepec ( $t= 5.9800$ ,  $gl=99$ ,  $p=0.0000$ ,  $nV=63$ ,  $nT=38$ ) y entre los dos cuerpos sin importar la estación climática ( $t= 3.6884$ ,  $gl=192$ ,  $p= 0.0002$ ,  $nV=104$ ,  $nT=90$ ).

Tabla IX. Bahías de Salina Cruz y Cuerpos Acuáticos Continentales: Concentraciones de compuestos orgánicos y porcentaje de fracciones finas de los sedimentos superficiales.

		MOE ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )				HAT ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )				<sup>(c)</sup> Granos Finos (% < 63 $\mu\text{m}$ )			
		Bahías de Salina Cruz	<sup>(a)</sup> Cuerpos Continentales	Sistema La Ventosa	<sup>(a)</sup> Río Tehuantepec	<sup>(a)</sup> Bahías de Salina Cruz	Cuerpos Continentales	Sistema La Ventosa	Río Tehuantepec	Bahías de Salina Cruz	Cuerpos Continentales	Sistema La Ventosa	Río Tehuantepec
Datos Originales Con Valores Extremos	Intervalo	1.54-10,105	28.65-30,401	28.65-30,401	33.31-1,665	0.10-2,160	0.11-3,094	0.14-3,094	0.11-196.54	0.78-94.41	0.55-94.09	0.75-94.09	0.55-66.59
	Media Geométrica (50 % datos)		209.62	255.36	172.76		1.00	2.20	0.63		2.63	16.82	1.18
	Media	563.90	978.03	<sup>(b)</sup> 1418.48	<sup>(b)</sup> 469.06	52.84	90.92	<sup>(b)</sup> 151.44	<sup>(b)</sup> 15.46	29.76	26.61	<sup>(b)</sup> 44.13	<sup>(b)</sup> 6.93
	Desv. Estd.(# de muestras)	1,157.56(297)	2,646.03(194)	3,548.97(104)	343.28(90)	177.87(271)	292.58(182)	382.10(101)	27.98(81)	23.18(225)	27.52(155)	25.66(82)	11.72(73)
	Coefficiente de Variación %	205.28	270.55	250.20	73.18	336.59	321.78	252.31	189.97	77.91	103.42	58.15	168.98
Global Sin Valores Extremos	Intervalo	1.54-2,553				0.10-365				0.78-75.45			
	Media	348.73				31.79				27.55			
	Desv. Estd.(# de muestras)	394.29(284)				61.73(265)				20.47(217)			
	Coefficiente de Variación %	113.07				194.18				74.30			
Estación de "Secas/Nortes"	Intervalo	22.80-2,553	28.65-11,803	26.85-11,803	294-1,356	0.12-365	0.11-3,094	0.15-3,094	0.11-197	0.78-75.45	0.55-85.84	2.14-85.84	0.55-26.21
	Media Geométrica (50 % datos)		440.67	375.74	628.58		1.24	3.47	0.68		3.02	21.81	1.30
	Media	318.56	1,126.65	1,310.25	768.19	40.47	139.47	<sup>(b)</sup> 205.51	<sup>(b)</sup> 16.82	29.75	27.24	<sup>(b)</sup> 43.2	<sup>(b)</sup> 5.2
	Desv. Estd.(# de muestras)	374.54(126)	1,789.33(62)	2,181.94(41)	198.62(21)	63.56(126)	433.73(60)	527.49(39)	44.76(21)	22.37(69)	27.70(50)	26.17(29)	6.49(21)
	Coefficiente de Variación %	117.57	158.82	166.53	25.86	157.07	310.99	256.67	266.14	75.20	101.70	60.59	12.78
Estación de "Lluvias"	Intervalo	1.54-2,372	33.31-30,401	59.94-30,401	33.31-1,665	0.1-360	0.13-1,233	0.14-1,233	0.13-80.07	1.68-74.40	0.58-94.09	0.75-94.09	0.58-66.59
	Media Geométrica (50 % datos)		171.52	220.72	142.78		0.92	1.70	0.62		2.47	17.61	1.18
	Media	372.79	908.22	<sup>(b)</sup> 1,488.92	<sup>(b)</sup> 378.02	23.92	67.05	<sup>(b)</sup> 117.43	<sup>(b)</sup> 14.99	26.53	26.31	<sup>(b)</sup> 44.63	<sup>(b)</sup> 7.63
	Desv. Estd.(# de muestras)	408.94(158)	2,967.98(132)	4,223.74(63)	426.47(69)	59.16(139)	185.94(122)	250.93(62)	19.54(60)	19.52(148)	27.56(105)	25.61(53)	13.25(52)
	Coefficiente de Variación %	109.70	326.79	284.68	86.36	247.26	277.33	213.69	130.37	73.58	104.75	57.38	173.57

<sup>(a)</sup> *t* Student; diferencia significativa entre estaciones

<sup>(b)</sup> *t* Student; diferencia significativa entre sitios

<sup>(c)</sup> Limos + arcillas



En los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz, se observaron varios pares correlacionados significativamente entre los compuestos orgánicos y las características del agua y sedimentos, ver Tabla X. Los HAT en agua y sedimentos se relacionan positivamente entre ellos y ambos se relacionan inversamente con los sólidos suspendidos en agua y el % de la fracción arenosa del sedimento.

El contenido de HAT en agua se relaciona con la materia orgánica en agua y con las fracciones finas del sedimento, mientras que en los sedimentos el contenido de HAT se relaciona con el contenido de MOE y los finos. Estos pares se mantienen en las dos estaciones climáticas, con excepción del par HAT en agua vs. MOE en agua, que no se presenta durante la estación de lluvias.

Los datos históricos acumulados de las concentraciones de MOE en los sedimentos de las BSC se muestran en la Figura 16. Los códigos de los tonos en gris que se utilizan intentan ilustrar el patrón de distribución de la concentración como el  $\log_{10} \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ .

El patrón de distribución observado sugiere que en el ambiente costa afuera se depositan altos niveles de materia orgánica en las áreas que al parecer son de baja energía y donde también se ha encontrado una mayor presencia de sedimentos de tipo arcilloso, lo que puede observarse en la Figura 7, mientras que en el ambiente cercano a la costa las bajas concentraciones sugieren que el contenido de MOE está relacionado con el acarreo continental.

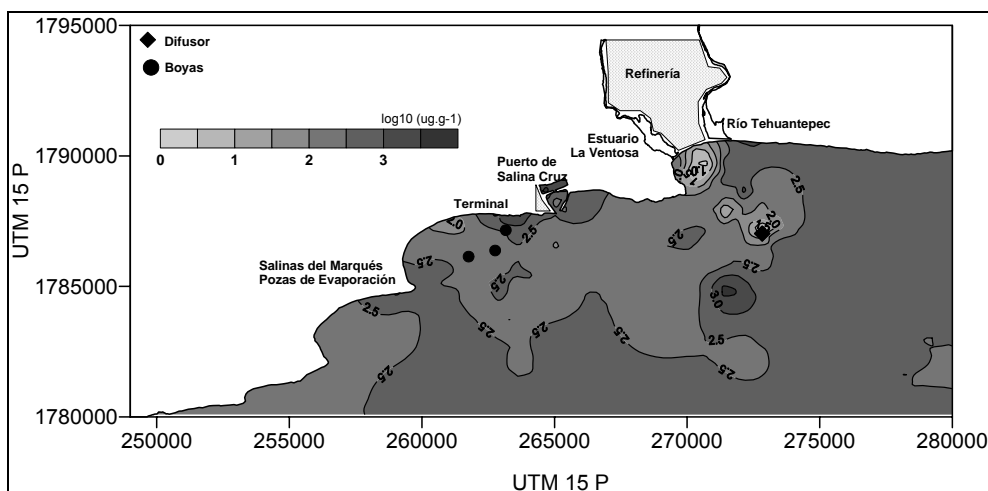


Figura 16. Mapa de la distribución de MOE en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

La Tabla XI muestra los coeficientes de correlación significativos de las fracciones de grano y compuestos orgánicos en los sedimentos de los cuerpos acuáticos continentales. Los HAT se relacionan positivamente con la MOE y las fracciones finas del sedimento en ambas estaciones climáticas si los cuerpos continentales se consideran en manera conjunta. Si se realizan correlaciones parciales para cada cuerpo de agua (sistema estuarino de La Ventosa y Río Tehuantepec), los HAT se relacionan positivamente solamente con la materia orgánica extraíble, tanto en secas como en lluvias.

Tabla X. Coeficientes de correlación (r) entre pares de variables de compuestos orgánicos y características fisicoquímicas del medio en agua (a) y sedimentos (s) en la Bahías de Salina Cruz.

Pares de Variables	r (x,y)	r	t	p	n
<b>Global</b>					
MOE a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	0.3799	0.1443	5.0463	0.0000	153
MOE a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )	0.2411	0.0581	4.1575	0.0000	282
MOE a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	-0.5537	0.3066	-8.4640	0.0000	164
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	-0.2691	0.0724	-3.6650	0.0003	174
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0.3633	0.1320	5.8619	0.0000	228
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Arenas (%)	-0.1654	0.0274	-2.2941	0.0229	189
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.1910	0.0365	2.6466	0.0088	187
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.1669	0.0278	2.3145	0.0217	189
MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0.2392	0.0572	3.9270	0.0001	256
MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Arenas (%)	-0.3324	0.1105	-4.7020	0.0000	180
MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.3239	0.1049	4.5285	0.0000	177
MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Arcillas (%)	0.2264	0.0513	2.9221	0.0040	160
MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.3319	0.1102	4.6946	0.0000	180
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	-0.3407	0.1160	-4.9282	0.0000	187
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Arenas (%)	-0.4488	0.2014	-6.5286	0.0000	171
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.4501	0.2026	6.4941	0.0000	168
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.4489	0.2016	6.5315	0.0000	171
<b>HAT estación secas/nortes</b>					
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	-0.4923	0.2424	-4.8658	0.0000	76
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. MOE a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )	0.6141	0.3771	7.8580	0.0000	104
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	-0.2548	0.0649	-2.4717	0.0154	90
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0.3126	0.0977	3.0867	0.0027	90
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Arenas (%)	-0.3103	0.0963	-2.0900	0.0429	43
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.3531	0.1247	2.3872	0.0218	42
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.3103	0.0963	2.0901	0.0429	43
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	-0.3888	0.1512	-4.2833	0.0000	105
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0.4169	0.1738	5.0249	0.0000	122
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Arenas (%)	-0.5362	0.2875	-4.9610	0.0000	63
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.5228	0.2733	4.7111	0.0000	61
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Arcillas (%)	0.2617	0.0685	2.1526	0.0352	65
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.5357	0.2870	4.9550	0.0000	63
<b>HAT estación lluvias</b>					
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	-0.3480	0.1211	-3.6373	0.0004	98
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0.2936	0.0862	3.5812	0.0005	138
HAT a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) vs. Arcillas (%)	0.4218	0.1779	5.1383	0.0000	124
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Sólidos Suspendidos a(ppm)	-0.3173	0.1007	-2.9930	0.0037	82
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. MOE a( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )	-0.2003	0.0401	-2.3225	0.0218	131
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. MOE s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0.2269	0.0515	2.6769	0.0084	134
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Arenas (%)	-0.4032	0.1626	-4.5362	0.0000	108
HAT s( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.3983	0.1586	4.4496	0.0000	107
	0.4029	0.1623	4.5319	0.0000	108

(r = 95% de nivel de confianza, significancia  $p < 0.05$ )

a=agua; s=sedimento

En resumen, las concentraciones de MOE en el Río Tehuantepec están influenciadas por las condiciones climáticas estacionales con valores altos durante la temporada de secas cuando el flujo de agua y los aportes al sistema decrecen. Los coeficientes de correlación de Pearson sugieren que los HAT están asociados preferentemente a la materia orgánica en vez del % de partículas de grano fino del sedimento y no tienden a asentarse en los sedimentos.

Los HAT y las fracciones de grano fino del sedimento en los cuerpos acuáticos continentales no están influenciados por las condiciones estacionales, las más bajas concentraciones de éstos se presentan en el Río, acumulándose en la Bahía durante la estación de secas. El análisis de regresión sugiere que los HAT en los compartimientos agua y sedimentos de las Bahías de SC están principalmente asociados con la materia orgánica y las fracciones finas del sedimento.

Tabla XI. Coeficientes de correlación (r) entre pares de variables de compuestos orgánicos y tamaño de grano en sedimentos superficiales de los Cuerpos Acuáticos Continentales.

Pares de Variables	r(x,y)	r	t	p	n	r(x,y)	r	t	p	n	r(x,y)	r	t	p	n
	Cuerpos Acuáticos Continentales					Sistema Estuarino de La Ventosa					Río Tehuantepec				
<b>Global</b>															
MOE s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	0.6562	0.4307	11.6035	0.0000	180	0.6665	0.4442	8.8041	0.0000	99	0.5545	0.3075	5.9221	0.0000	81
MOE s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.2032	0.0413	2.5241	0.0127	150										
MOE s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.1795	0.0322	2.2204	0.0279	150										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.2675	0.0716	3.3549	0.0010	148										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Arcillas (%)	0.2483	0.0617	3.0973	0.0023	148										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.2739	0.0750	3.4410	0.0008	148										
<b>HAT estación secas/nortes</b>															
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. MOE s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	0.5206	0.2710	4.6437	0.0000	60	0.6322	0.3997	4.9631	0.0000	39	0.5509	0.3035	2.8771	0.0097	21
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.3120	0.0973	2.2027	0.0328	47										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Arcillas (%)	0.3321	0.1103	2.3617	0.0226	47										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.3398	0.1154	2.4234	0.0195	47										
<b>HAT estación lluvias</b>															
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. MOE s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	0.7255	0.5264	11.4525	0.0000	120	0.6907	0.4771	7.2739	0.0000	60	0.7489	0.5609	8.6072	0.0000	60
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Limos (%)	0.2487	0.0619	2.5548	0.0121	101										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Arcillas (%)	0.2044	0.0418	2.0772	0.0404	101										
HAT s( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) vs. Finos (%)	0.2433	0.0592	2.4960	0.0142	101										

(r = 95% de nivel de confianza, significancia  $p < 0.05$ )

### 3.2.2.1 Normalización con MOE y fracciones de grano fino del sedimento <math><63\mu\text{m}</math>.

Las curvas de dispersión de las concentraciones de HAT con relación a la MOE y las fracciones finas encontradas en los sedimentos de las Bahías de SC se presentan en la Figura 17.

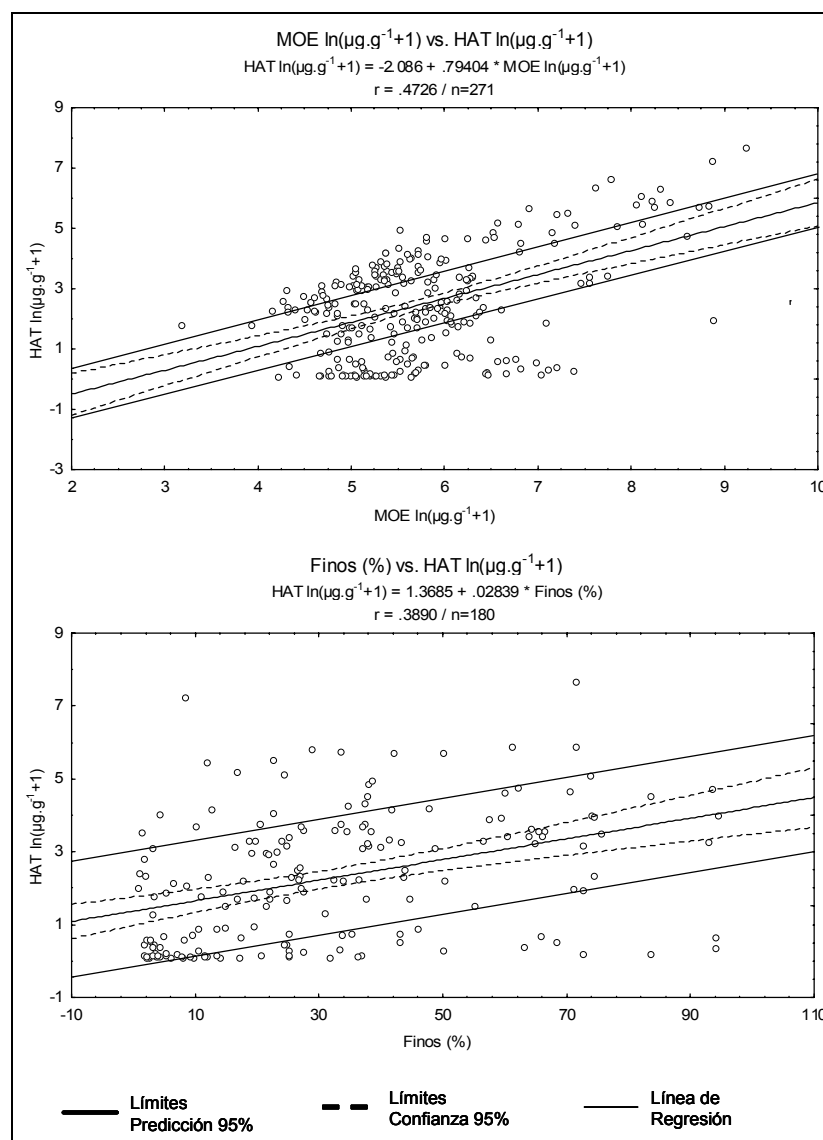


Figura 17. Curvas de dispersión mostrando las relaciones entre la concentración de HAT con la presencia de MOE y las fracciones de grano fino (<math><63\mu\text{m}</math>) de los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

Como ya se mencionó los valores que correlacionan dentro del intervalo del 95% del nivel de probabilidad, definido como  $\pm$  la desviación estándar de la estimación del error ( $n > 30$ ), constituyen los valores de fondo de ocurrencia natural en las Bahías. Las muestras donde los HAT se presentan fuera de este intervalo representan la contribución de una fuente adicional al sistema que no se relaciona con las características de las variables conservativas del ecosistema (MOE o fracciones finas). Como se observa en la Figura, la dispersión de los HAT con relación a las fracciones finas indica una mayor incidencia de aportes externos a las Bahías.

### 3.2.2.2 Factores de enriquecimiento e índices de geoacumulación de HAT en sedimentos.

La Figura 18(A) muestra los  $I_{geo}$  calculados, mientras que las 18(B) y 18(C) ilustran respectivamente los factores de enriquecimiento para los que se utilizaron como línea base de referencia los valores típicos del contenido de MOE y el % de las fracciones finas de los sedimentos del Río Tehuantepec.

Aproximadamente el 70% de los valores del índice  $I_{geo}$  se presentaron en un intervalo de las clase de contaminación entre moderada a fuertemente contaminada, correspondientes a los índices de 2 = moderado, 3 = moderada a fuerte, 4 = fuertemente contaminados y 5 = fuertemente a muy fuertemente contaminados.

Los hidrocarburos aromáticos totales en sedimento se agotan con relación a las concentraciones de la línea base continental ya que el 21% de los FE presentan valores  $< 1$ , cuando las concentraciones de HAT en las Bahías se normalizan con respecto a la línea base basada en la concentración de MOE de los sedimentos del Río Tehuantepec (Figura 18B) y en un 60% si se utiliza el valor típico de las fracciones finas del sedimento. (Figura 18C). El 30% de los FE en las Figuras 18(B) 18(C) se encuentran en el intervalo de  $FE = > 1 \leq 10$ ) aplicando cualquiera de las dos variables utilizadas como normalizadores, los que indica un enriquecimiento en los sedimentos de las Bahías HAT asociado a fuentes continentales litogénicas / antropogénicas.

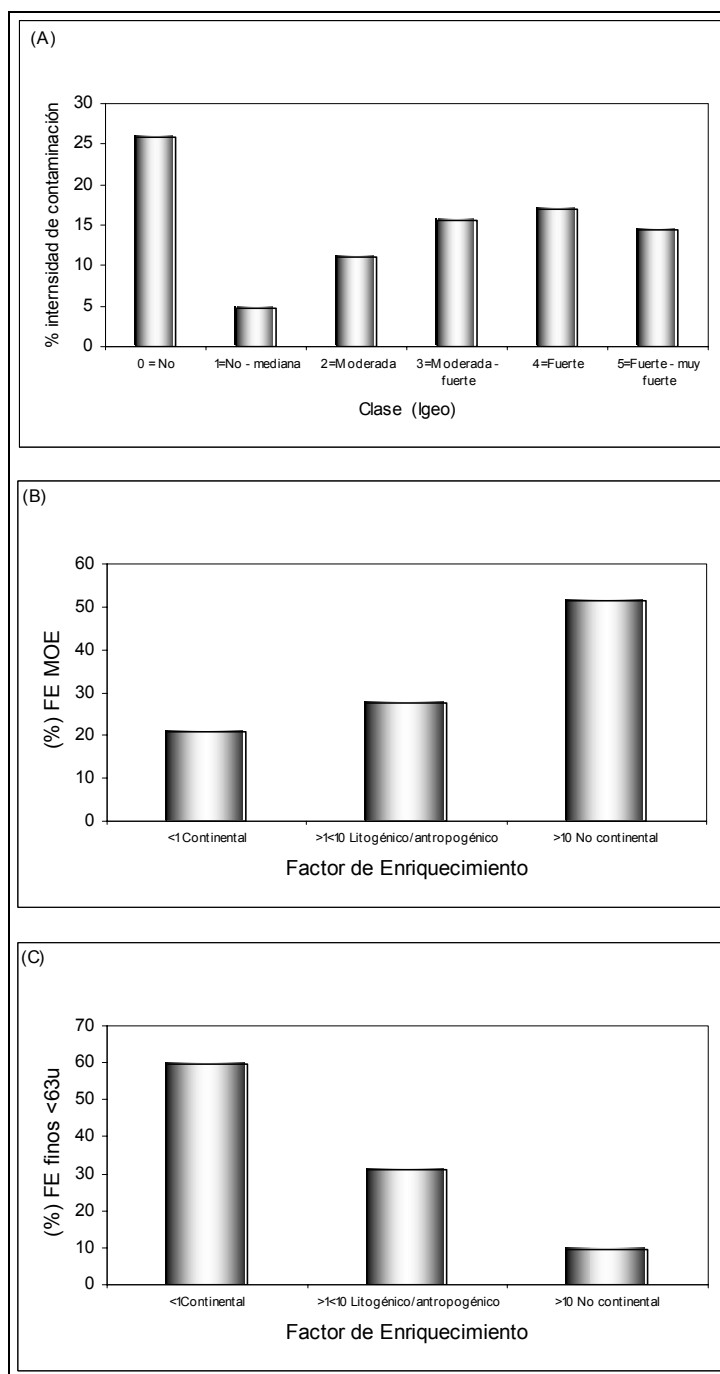


Figura 18. Índice de Geo-acumulación (Igeo) (A). Factores de Enriquecimiento: (B) Utilizando MOE Río Tehuantepec, y (C) Fracciones finas <63  $\mu\text{m}$  Río Tehuantepec.

Con relación a las fuentes no continentales ( $FE \geq 10$ ), cincuenta por ciento de los factores que se muestran en la Figura 18(B) presentan esta condición cuando se utiliza como normalizador el contenido de MOE de los sedimentos del Río Tehuantepec, y diez



porcentaje de los factores sí el normalizador empleado es el porcentaje de las fracciones finas del sedimento del mismo cuerpo continental, Figura 18(C).

El carbón orgánico y el tamaño de grano de los sedimentos son utilizados en casos particulares como normalizadores geo-químicos. Con frecuencia presentan fuertes relaciones con los contaminantes de los sitios en evaluación y en varios grados covarían conjuntamente con la textura del sedimento. Al parecer este es el caso que se presenta en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz, pero no en los del Río Tehuantepec, en los que sólo se observó una correlación positiva significativa entre la MOE y el contenido de HAT (Tablas X y XI).

En vista que ambos normalizadores están correlacionados con los HAT en las Bahías (Tabla X), y las condiciones climáticas estacionales no influyen en el comportamiento de las fracciones de grano fino en los sedimentos del Río Tehuantepec (Tabla IX), las diferencias entre los FE pueden explicarse debido a que tanto la MOE como las fracciones finas representan diferentes fuentes de aporte de contaminantes al sistema de las Bahías, de acuerdo con lo observado en la Figura 17 en la que la curva de regresión utilizando el MOE presenta una mayor dispersión y por lo tanto más valores de HAT indicadores de contaminación.

#### 3.2.2.3 Tendencias espaciales y temporales

Los datos históricos acumulados que representan las concentraciones de HAT de los sedimentos superficiales de las Bahías de SC en el periodo estudiado se presentan en la Figura 19. Al inferior de la figura la gráfica se muestra la serie de ventanas de las curvas suavizadas en la que se relacionan en el tiempo las tendencias de las concentraciones. La línea continua muestra la primera línea de suavizado en la que los datos fueron suficientes para inferir el comportamiento general de las concentraciones de HAT. En la gráfica superior se presentan los valores inferidos de estas concentraciones (línea continua en el eje secundario de las Y en conjunto con los datos originales (puntos en la escala principal de las Y).

Del análisis de la figura se observa que las concentraciones de HAT en los sedimentos superficiales muestran un decremento (achurado de pendiente negativa en  $\log_{10}(h) \geq 0.25$ ) en el periodo de 1984-1992, seguido por un incremento de 1992 a 1996 (achurado de pendiente positiva), y un decremento significativo nuevamente de 1998 a 2002. La reconstrucción de las tendencias temporales de las concentraciones indica que los HAT en los sedimentos continuaran decreciendo hasta el presente. Como se explicó para el caso de los metales, las zonas con achurado continuo indican que los resultados del análisis no son diferentes de cero y por lo tanto no se pueden establecer inferencias sobre la tendencia temporal de los datos, así mismo las zonas sin líneas indican que los datos a la altura de esas ventanas no son suficientes para realizar inferencias sobre su comportamiento.

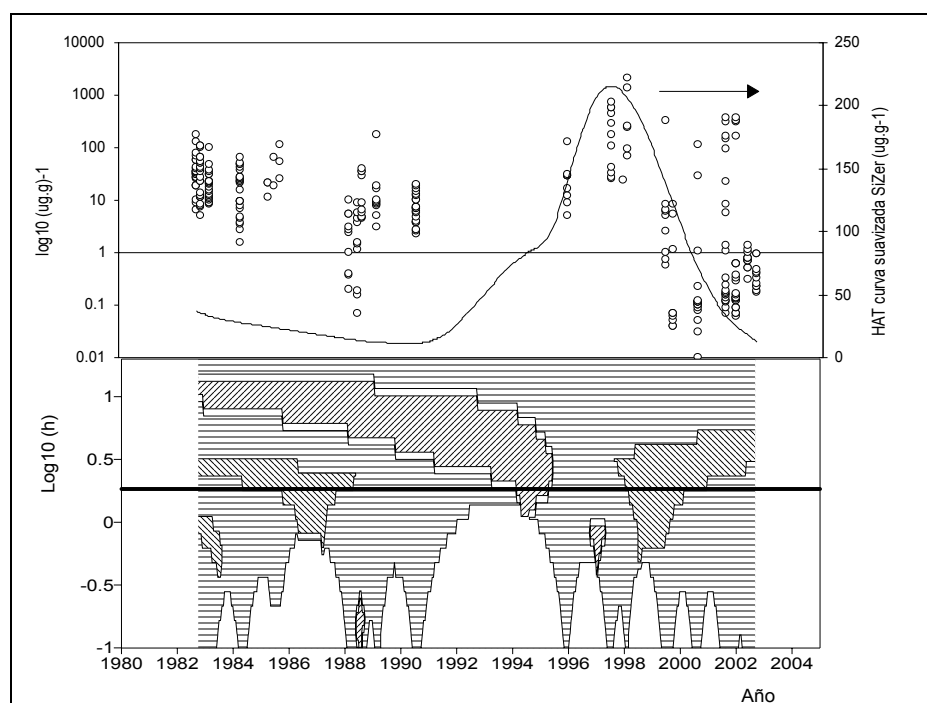


Figura 19. Tendencia temporal de las concentraciones de HAT en sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

Los datos experimentales de las concentraciones de HAT se utilizaron para producir un mapa del patrón de distribución espacial de estos compuestos en los sedimentos de las BSC (Figura 20). La gama de curvas en gris representa las concentraciones como  $\log_{10}\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . La distribución de los HAT sigue el mismo patrón de la distribución de la MOE que se

presentó en la Figura 16, lo que sustenta que la acumulación de HAT en los sedimentos está determinada principalmente por la presencia de la materia orgánica.

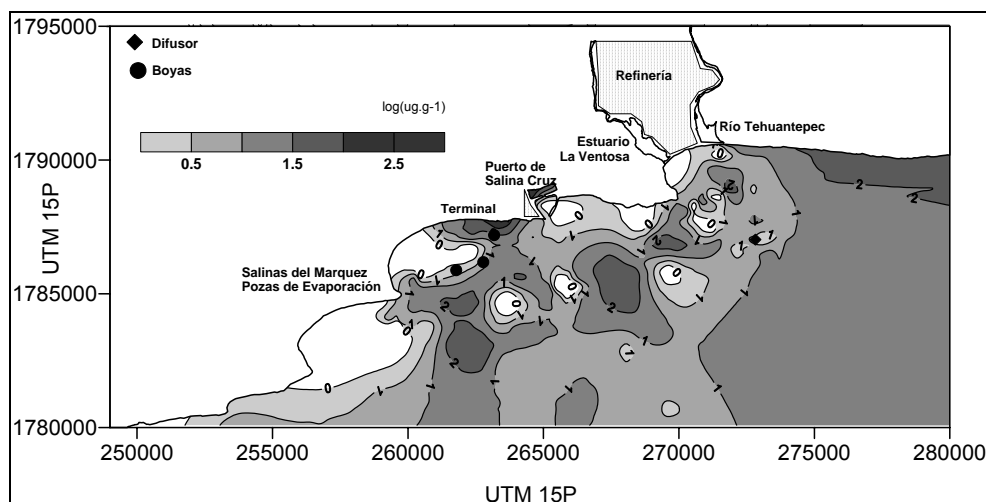


Figura 20. Mapa de la distribución de HAT en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

Las concentraciones de HAT sin valores extremos presentadas en el mapa de distribución de la Figura 20 oscilan en un intervalo de 0.10 a 365  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ; las más bajas se ubican cercanas a la costa y en la zona próxima al emisor hacia el oeste, mientras que las más altas se localizan al este del emisor y cerca de las zonas de despacho de combustible y de las pozas de evaporación de salmuera. Las mayores concentraciones al este sugieren la existencia de una fuente de estos compuestos adicional al sistema de las Bahías que influye en las tendencias espaciales observadas.

#### 3.2.2.4 Coeficientes de Partición de Compuestos Orgánicos

Los coeficientes de reparto ( $K_d$ ) de los HAT en agua-sedimentos de las Bahías de Salina Cruz para todo el período de estudio muestran valores entre 0.0676 a 38.7667, con el 30% de los coeficientes alrededor de 1.00. Este intervalo tan amplio no es de sorprender dada la naturaleza dinámica y heterogeneidad de las muestras analizadas, y es consistente con hallazgos similares reportados por otros autores (King *et al.*, 2004). Por lo tanto el  $K_d$  no es suficiente por si solo para explicar el comportamiento de la distribución de los HAT entre el agua y sedimento cuando no se ha alcanzado el equilibrio geoquímico en un ecosistema oceánico altamente dinámico como puede ser el caso de las Bahías de Salina Cruz.

Los coeficientes de reparto normalizados con relación a la materia orgánica (MOE)  $K_{oc}$  fluctuaron entre 0.0003 y 0.2517. El punto a destacar de esta normalización indica que al parecer ambos coeficientes de partición de los sedimentos con relación al agua superficial, cubren un espectro de 3 – 4 ordenes de magnitud, lo que sugiere que el sistema no está en equilibrio. Si el  $K_d$  de los datos se normaliza con relación a las fracciones finas del sedimento ( $<63\mu\text{m}$ ), los coeficientes resultantes varían entre 0.0019 y 3.7698 y solamente el 14.39% de los mismos presenta cocientes alrededor de 1 cercanos a la fase de equilibrio.

En conclusión, los HAT en el agua y sedimentos de las Bahías de SC están asociados principalmente con el contenido de MOE y las fracciones finas de los sedimentos. Los índices de geo-acumulación y los factores de enriquecimiento muestran que la contaminación por HAT de los sedimentos de las Bahías puede derivar de actividades industriales, aportes atmosféricos, y descargas urbanas domésticas todas ellas asociadas al acarreo continental.

### **3.2.3 Concentraciones de Fondo de HAT y Pb**

Se ha sugerido de manera convencional que para evaluar la magnitud de la contaminación de los sedimentos en un sitio expuesto a actividades antropogénicas es recomendable comparar las concentraciones de éstos con las concentraciones en sitios prístinos. En la práctica, no todas las veces es factible esta comparación en la medida que los sitios prístinos son difíciles de encontrar, particularmente cuando las características de tamaño de grano y las concentraciones de materia orgánica comprometen las comparaciones al representar características intrínsecamente diferentes entre sitios. Una manera de solucionar estos inconvenientes inherentes a la geografía es a través de los modelos de concentraciones de fondo en cada sitio (línea base), en los cuales la frecuencia de las concentraciones de los datos son arreglados en orden acumulativo ascendente, y el mejor modelo de ajuste a la curva se aplica para los datos reales. Se asume que la concentración del primer punto de cruce será la concentración que represente el valor de fondo y por tanto la línea base a partir de la cual las concentraciones de los contaminantes indicarán diferentes magnitudes de contaminación con respecto a criterios asignados por los analistas o tomadores de decisión (Roach, 2005).

Para obtener el mejor modelo de la frecuencia acumulada de las concentraciones de HAT en los sedimentos de las Bahías de SC, se usó el sistema de ajuste de curvas (Digital River, 2005). La ecuación que se obtuvo  $y = (a+bx)^{-1}$ ; donde  $a = -0.016$ ,  $b = 0.0216$ ; corresponde al modelo recíproco de densidad de cosecha (colecta) en el cual se presenta una alta incidencia de sedimentos con concentraciones bajas de HAT.

En la Figura 21 el mejor modelo de la frecuencia acumulada de HAT se compara con las mediciones experimentales. La primera intersección entre las dos curvas, representa las concentraciones más bajas, el valor de  $Y$  predice una concentración en este punto de  $y_1 = 10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , el cual se propone como la concentración de fondo de los sedimentos superficiales de las Bahías de SC. En la misma Figura se destaca la presencia de dos distribuciones modales, la segunda  $y_2 = 23 \mu\text{g.g}^{-1}$  puede relacionarse con los aportes adicionales de HAT al sistema de las Bahías de SC.

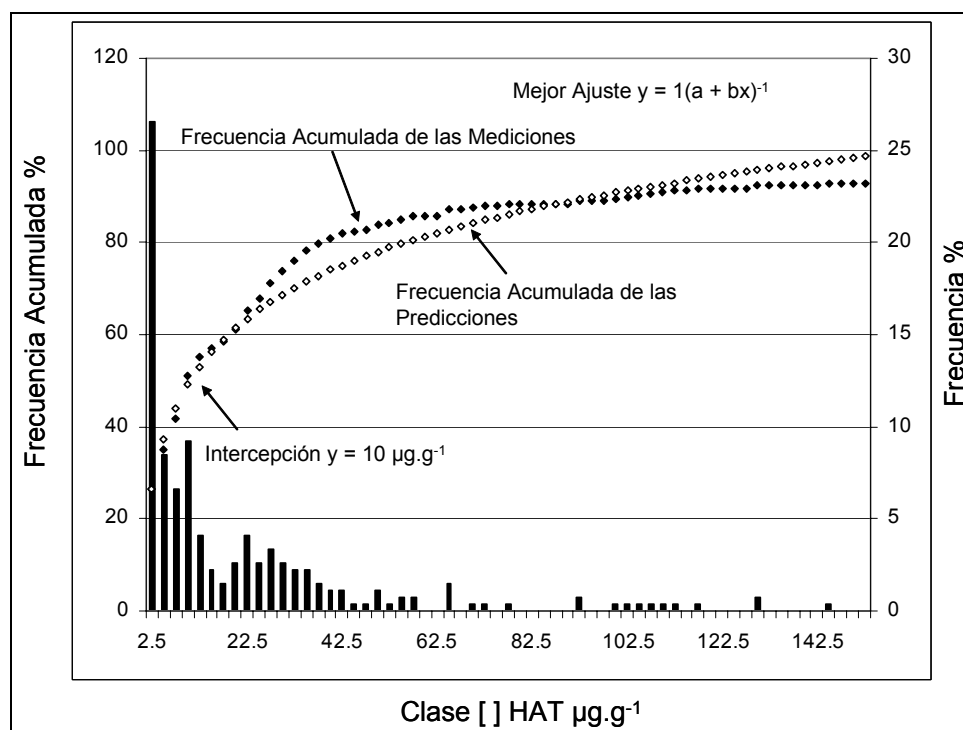


Figura 21. Método para determinar las concentraciones naturales de fondo de HAT en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

En teoría la frecuencia acumulada de las concentraciones de contaminantes en el medio se ajustan a modelos lognormal con varias inflexiones representadas por diferentes modas que

pueden corresponder a curvas con pendientes y distribuciones diferentes (Patil, 2001). En el caso de los niveles de Pb en los sedimentos superficiales la frecuencia acumulada de las concentraciones medidas se compararon con la curva de ajuste de la distribución lognormal (Prueba Chi-cuadrado = 74.63541, grados de libertad = 17),  $p = 0.00000$ . Como en el caso de las concentraciones de HAT, el valor calculado de la primera intercepción de la curva de mediciones contra la curva de predicciones  $y_1 = 12 \mu\text{g.g}^{-1}$  se considera la concentración natural de fondo de plomo en los sedimentos superficiales de las Bahías de SC, la segunda inflexión de la curva  $y_2 = 21 \mu\text{g.g}^{-1}$  representa la concentración de aportes adicionales al sistema, sin embargo la tendencia de las concentraciones medidas presenta una pendiente negativa con respecto a las esperadas en la distribución lognormal (Figura 22).

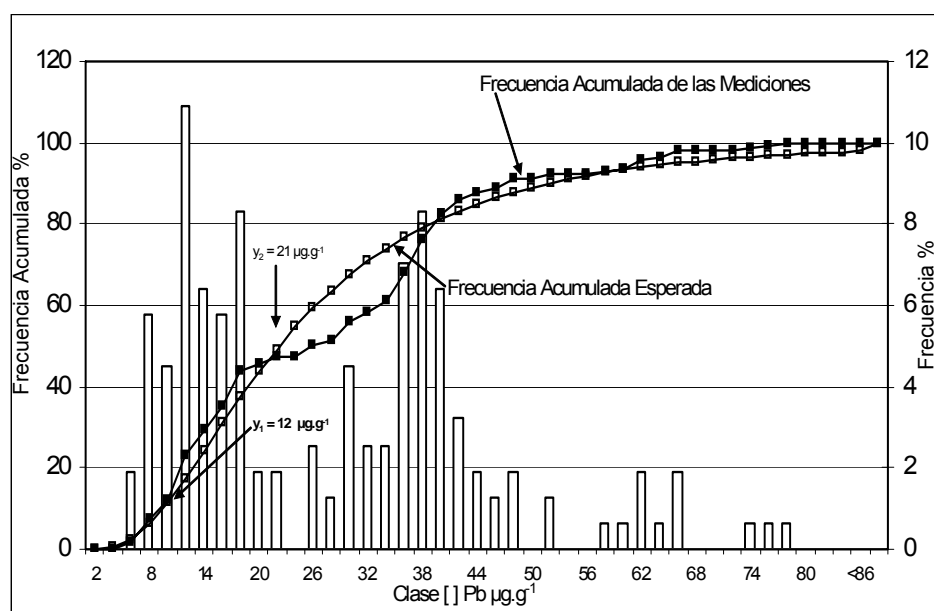


Figura 22. Método para determinar las concentraciones naturales de fondo de Pb en los sedimentos superficiales de las Bahías de Salina Cruz.

### 3.2.4 Concentraciones de compuestos orgánicos y metales con relación a los usos y eventos en las Bahías de SC.

Con la intención de relacionar los patrones espaciales y temporales de los contaminantes en sedimentos estudiados con los diferentes usos y actividades que tienen lugar en las Bahías de Salina Cruz, y los posibles efectos de eventos de contaminación, en la Tabla XII se presenta las concentraciones de los contaminantes arreglados en 5 grupos de datos: Tres relacionados con actividades industriales (Emisor submarino de las descargas tratadas de la

refinería **ESM**, derrames asociados a las actividades de la terminal marítima **D**, actividades portuarias y de mantenimiento de buques y embarcaciones en dique **P/MB**); un aporte externo al sistema, al este de las Bahías **AE** y el patrón general de los sedimentos de las Bahías **BSC**.

En la Tabla se indican los criterios para el establecimiento de las diferencias entre cada sitio y los valores de significancia de la prueba HDS de Tukey para identificar los sitios con concentraciones diferentes de los contaminantes de interés potencial COPC's en sedimentos (plomo e hidrocarburos aromáticos). En ambos casos se observa que el sitio con actividades portuarias y de mantenimiento de embarcaciones es diferente: para el caso de HAT a las emisiones tratadas del difusor submarino y con relación a las concentraciones de Pb a las mediciones obtenidas después de los derrames del año 1999 ocurridos en la terminal, pero similares al resto de los sitios.

Tabla XII. Relación de actividades / eventos para la caracterización de sitios con diferentes usos en las Bahías de SC.

Sitios / Eventos	Criterios	HAT* Portuario / Mantenimiento de Embarcaciones <b>P / MB</b>	Pb* Portuario / Mantenimiento de Embarcaciones <b>P / MB</b>
Emisor submarino <b>ESM</b>	Area de 3 km alrededor del difusor del emisor submarino / descarga constante de aguas tratadas	0.0093	
Derrames <b>D</b>	Muestras tomadas después de los derrames ocurridos en la Terminal Marítima (Junio y Septiembre 1999)		0.0041
Portuario / Mantenimiento de Embarcaciones <b>P / MB</b>	Actividades portuarias y de mantenimiento de embarcaciones en dique P/MB		
Aporte Externo <b>AE</b>	Aporte externo al Este de las Bahías de SC aguas arriba del emisor UTM >274,000		
Bahías de Salina Cruz <b>BSC</b>	Oeste de las Bahías de SC aguas abajo del emisor, todas las estaciones no incluidas en los criterios anteriores		

\*Prueba de Honestidad de Tukey de Diferencias Significativas HDS de Varianza. Diferencia Significativa a  $p < 0.0500$

En las Figuras 23 y 24 se presentan el comportamiento estadístico de las concentraciones de estos contaminantes en cada sitio. Se observa que las concentraciones de HAT en los sedimentos del sitio P/MB con actividades portuarias y de mantenimiento de embarcaciones son las más altas, mientras que las más bajas se presentan en el área ESM, el

resto de los sitios mantienen concentraciones similares entre ellos y dentro del intervalo de los niveles observados entre el emisor y el puerto, la mayor dispersión de las concentraciones de HAT se presentan en las mediciones posteriores a los derrames D.

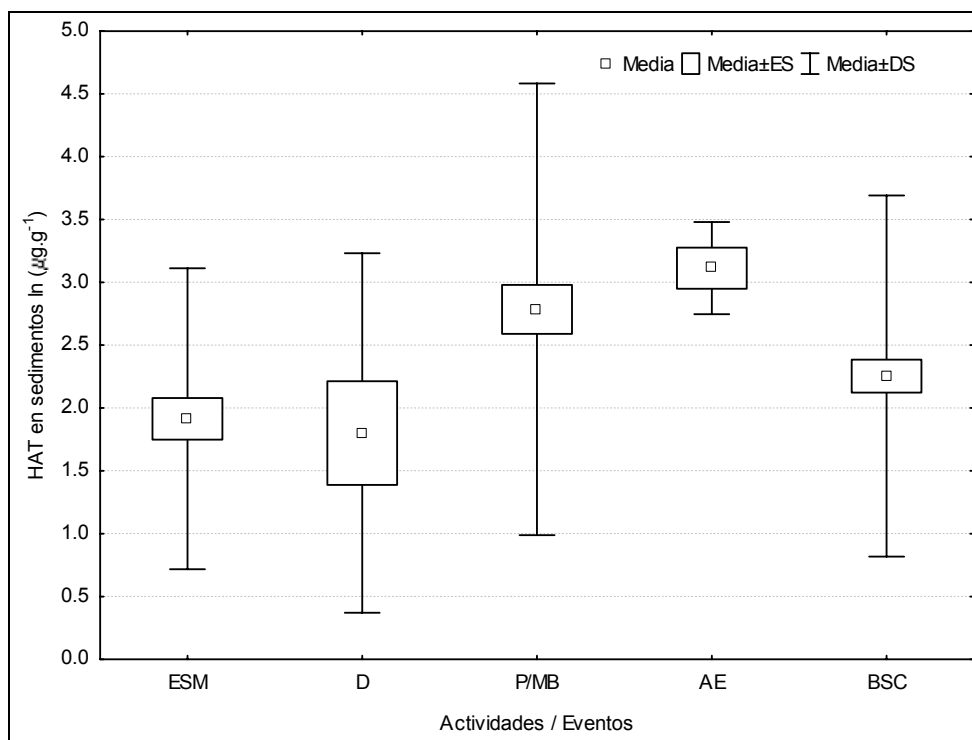


Figura 23. Comparación de los valores de las concentraciones de HAT en los sedimentos de los sitios y eventos identificados en las Bahías de Salina Cruz.

En la Figura 24, el sitio P/MB también presenta las concentraciones de Pb más altas. Las menores se observan después del derrame en la terminal D, como en el caso de los HAT el resto de los sitios presentan concentraciones similares dentro de los niveles extremos del puerto y las mediciones posteriores al derrame, la mayor dispersión de las concentraciones se presenta en los aportes externos aguas arriba al este del emisor.



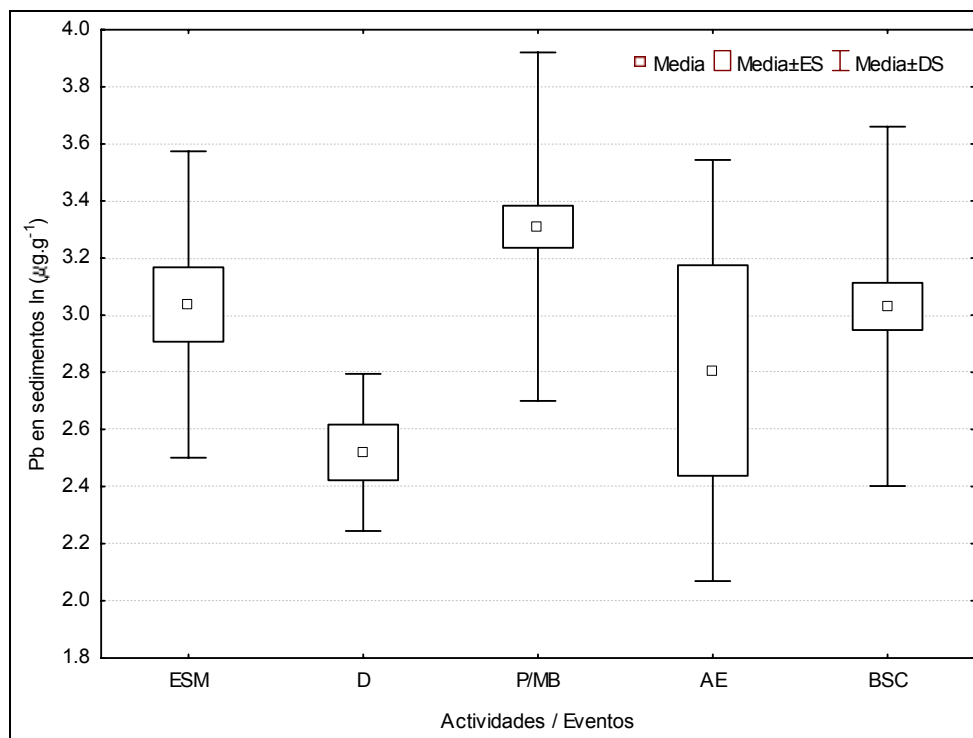


Figura 24. Comparación de los valores de las concentraciones de Pb en los sedimentos de los sitios y eventos identificados en las Bahías de Salina Cruz.

### 3.3 Comunidad de moluscos

#### 3.3.1 Características de la comunidad

Los valores promedio de los grupos de datos definidos en el inciso 2.5.1.1.2 del capítulo de metodología: original (con valores extremos), global (sin valores extremos) y para los dos periodos climáticos de las características de la comunidad de moluscos y la profundidad se presentan en la Tabla XIII.

Tabla XIII. Resumen estadístico de las características de la comunidad de moluscos bénticos y profundidad en las Bahías de Salina Cruz.

		Características de la comunidad			
		Profundidad (m)	Densidad <sup>(a)</sup> (org.m <sup>2</sup> ) <sup>-1</sup>	Riqueza <sup>(a)</sup> (No. Taxa)	Índice de Diversidad <sup>(a)</sup> (Shannon-Wiener)
Originales Con Valores Extremos	Intervalo	3 - 67	10 - 47,370	1 - 46	0.08 - 3.23
	Media	18.20	1,828	13	1.94
	Desv. Estd.(# de muestras)	7.75(402)	4,095(268)	8.25(227)	0.68(221)
	Coeficiente de Variación %	42.58	224.02	61.48	35.26
Global Sin Valores Extremos	Intervalo	3 - 67	10 - 10,010	1 - 28	0.08 - 3.23
	Media	18.20	1,342	12	1.94
	Desv. Estd.(# de muestras)	7.75(402)	1,911(262)	6.94(217)	0.68(221)
	Coeficiente de Variación %	42.58	142.32	55.82	35.26
Estación de "Secas/Nortes"	Intervalo	3 - 67	19 - 10,010	2 - 28	0.69 - 3.06
	Media	19.35	1,784	13	1.88
	Desv. Estd.(# de muestras)	8.83(185)	2,467(98)	6.04(99)	0.60(103)
	Coeficiente de Variación %	45.64	138.33	46.21	32.11
Estación de "Lluvias"	Intervalo	3 - 36	10 - 9,980	1 - 28	0.08 - 3.23
	Media	17.22	1,079	12	1.99
	Desv. Estd.(# de muestras)	6.56(217)	1,427(164)	7.61(118)	0.75(118)
	Coeficiente de Variación %	38.07	132.26	63.85	37.42

<sup>(a)</sup> t student; no existe diferencia significativa entre estaciones

De acuerdo al análisis de la Tabla las pruebas *t* student para muestras independientes con varianza diferente entre las estaciones de secas-nortes (S) y lluvias (L), indican que no hay diferencias estacionales de las características de la comunidad en las dos temporadas climáticas, con coeficientes de variación de la densidad mayores a 100%. Esto indica que la comunidad no presenta un comportamiento climático definido. Con respecto a la profundidad, se presenta un comportamiento estacional estadísticamente diferente ( $p < 0.05$ ) en el que la temporada de lluvias se caracteriza por un intervalo en el tirante de agua menor, aún cuando el promedio entre ambas estaciones es similar.

### **3.3.2 Relación de la comunidad de moluscos con el ambiente y los contaminantes**

Como se mencionó en la metodología, se utilizó el programa Alternating Conditional Expectations (ACE) para establecer la respuesta de las características de la comunidad de moluscos a la presencia de contaminantes en el sedimento, así como para identificar la variabilidad de éstas con relación al medio.

En el análisis de regresión la respuesta de la variable  $Y$  y de las variables de predicción  $X_1, \dots, X_p$ , frecuentemente son reemplazadas por funciones de  $Y$  y  $X$ , para lograr la linealidad de las variables y cumplir con los supuestos de normalidad del análisis paramétrico de regresión. ACE estima estas funciones minimizando el error de la varianza y considerando supuestos mínimos con relación a la distribución de los datos o de la forma de solución de las funciones. ACE además estima la correlación máxima entre dos variables. El fin último es encontrar las transformaciones que producen el mejor ajuste aditivo del modelo, que ayuda en la interpretación y entendimiento de las relaciones entre las variables de respuesta y las de predicción (las que no siempre son lineales). ACE es entonces un método útil para descubrir relaciones de importancia entre variables que suelen permanecer ocultas en las regresiones paramétricas.

La manera mas simple de entender la forma de las transformaciones de ACE es graficando la transformada de las respuestas  $Y$  con relación a los valores de cada variable de predicción  $X_1, \dots, X_p$ , es importante además reconocer que en los modelos multivariados ACE

recomienda la inclusión paso a paso de las variables de predicción con el fin de ir reconociendo la respuesta que aporta cada una en la explicación de la varianza ya que ésta tiende a ser asintótica en la medida que se van incluyendo mas datos suavizados.

En el Apéndice A, se incluyen las gráficas de la relación en los modelos bivariados, entre las variables de respuesta (densidad, riqueza y diversidad de moluscos) y las variables de predicción: A) ambientales (profundidad, sólidos suspendidos en agua, contenido de materia orgánica en agua y sedimentos, tamaño de grano de sedimentos) y B) contaminantes (HAT en agua y sedimentos; Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn, Cr en sedimentos). Las formas de relación significativas se indican en las figuras y son las que se seleccionaron para correr lo modelos multivariados que incluyen las variables del ambiente y de contaminantes. En el caso del tamaño de grano se seleccionó únicamente a las fracciones finas ya que al covariar con el resto de las fracciones del sedimento, los finos representan la variación integrada del tamaño de grano.

En la Tabla XIV se muestra, la varianza explicada por las relaciones entre las variables de predicción que develaron curvas con formas particulares de comportamiento para cada una de las variables de respuesta, indicadas en el Apéndice A. En la misma Tabla se incluyen los coeficientes de correlación parcial para los modelos de las variables del ambiente con los contaminantes.

Del análisis de la Tabla XIV se observa que las variables ambientales que develaron curvas con formas de relación significativas con la densidad fueron la profundidad de las estaciones y las concentraciones de sólidos suspendidos en agua (20.18% de la varianza explicada). Con la riqueza las formas de las curvas revelan relaciones con la profundidad y el porcentaje de fracciones finas del sedimento (29.45% de la varianza explicada). La diversidad se relaciona con los sólidos suspendidos en agua y el porcentaje de fracciones finas (34.35% de la varianza explicada).

Tabla XIV. Varianza explicada con los modelos obtenidos con ACE entre variables de respuesta “dependientes” (características de la comunidad de moluscos) y variables de predicción “independientes” (contaminantes y características fisicoquímicas del medio en agua *a* y sedimentos *s*) para las Bahías de Salina Cruz.

Variables (x)	Densidad ( $y_1$ )		Variables (x)	Riqueza ( $y_2$ )		Variables (x)	Índice de Diversidad Shannon-Wiener ( $y_3$ )	
	% de varianza explicada	Coefficiente correlación parcial ( $sR^2_B$ )		% de varianza explicada	Coefficiente correlación parcial ( $sR^2_B$ )		% de varianza explicada	Coefficiente correlación parcial ( $sR^2_B$ )
$x_{1z}$ = (profundidad)	4.4148		$x_{1z}$ = (profundidad)	6.8842		$x_2$ = sólidos suspendidos <i>a</i>	16.2275	
$x_2$ = sólidos suspendidos <i>a</i>	8.7263		$x_3$ = % finos	18.3102		$x_3$ = % finos	18.7392	
$x_4$ = Pb <i>s</i>	13.7161		$x_4$ = Pb <i>s</i>	17.5066		$x_4$ = Pb <i>s</i>	23.1896	
$x_8$ = HAT <i>s</i>	12.1837		$x_5$ = Cu <i>s</i>	10.5109		$x_8$ = HAT <i>s</i>	21.7737	
$y_1 = x_1, x_2$	20.1734		$x_6$ = Fe <i>s</i>	30.0815		$y_3 = x_2, x_3$	34.4491	
$y_1 = x_1, x_2, x_4$	51.1304	0.3878	$x_7$ = Cr <i>s</i>	3.1697		$y_3 = x_2, x_3, x_4$	70.9005	0.5561
$y_1 = x_1, x_2, x_8$	23.2213	0.0382	$x_8$ = HAT <i>s</i>	20.1292		$y_3 = x_2, x_3, x_8$	41.2400	-0.5876
			$y_2 = x_1, x_3$	29.4515				
			$y_2 = x_1, x_3, x_4$	56.1043	0.3778			
			$y_2 = x_1, x_3, x_5$	46.3637	0.2397			
			$y_2 = x_1, x_3, x_6$	54.8657	0.3602			
			$y_2 = x_1, x_3, x_7$	59.9899	0.4329			
			$y_2 = x_1, x_3, x_8$	36.3559	-0.6364			

*a* = agua; *s* = sedimento

En todos los casos las variables de respuesta presentaron curvas que siguen con su forma las concentraciones del Pb (el porcentaje de la varianza explicada se incrementa entre un 50 y un 70% al incluir en los modelos de las variables de respuesta ambientales al Pb). La transformada de la riqueza sigue la forma de distribución de otros tres metales (Cu, Fe, Cr). Cabe aclarar que aún cuando las curvas de HAT en sedimentos no mostraron formas de relación particulares con las variables de respuesta de la comunidad de moluscos (< 40% de la varianza explicada), éstos se incluyeron en el análisis multivariado por ser considerados de interés en el análisis de contaminantes.

Los coeficientes de correlación parcial indican que de todos los contaminantes estudiados, el efecto del Pb en el comportamiento de la comunidad de moluscos es el más significativo, a excepción de la riqueza para la que el Cr resulta mayor, por otro lado los HAT no tiene un efecto significativo y sus relaciones con la variabilidad de los moluscos están determinadas en mayor medida por la relación que tienen con las variables del ambiente.

La secuencia de influencia del Pb en el comportamiento de las características de la comunidad de moluscos se puede expresar de acuerdo a los coeficientes de correlación parcial como: Diversidad>Densidad>Riqueza y con relación a esta última la secuencia de los metales que tiene un mayor efecto se presenta como Cr>Pb>Fe>Cu.

La Tabla XV presenta los coeficientes de correlación ( $r$ ) al 95% del nivel de confianza (nivel de significancia  $p=0.05$ ) para los pares de variables significativos; de predicción (características del medio y niveles de contaminantes) y de respuesta (características de la comunidad de moluscos) para las variables  $Y$  originales y las transformadas utilizando ACE en el análisis bivariado. El análisis de la Tabla revela que en todos los casos las transformaciones de ACE de las variables de respuesta producen o mejoran los coeficientes de correlación de Pearson ( $r$ ) tanto de las variables de predicción originales como de las transformadas  $\ln$ , considerando como ya se mencionó en otros capítulos que esta función es la que mejor representa la distribución teórica de los contaminantes en el ambiente.

Cabe hacer notar que en el caso del Pb en la densidad y las fracciones finas del sedimento con las características de la comunidad no se presentan relaciones bivariadas significativas al aplicar los coeficientes de correlación de Pearson, sin embargo en el Apéndice A, donde se muestran las gráficas de las curvas transformadas ACE de  $Y$  con los valores originales de  $X$  es claro que las relaciones de éstas dos variables de predicción siguen un patrón no lineal que no es revelado por la correlación lineal de Pearson. Las curvas de ajuste del Pb y fracciones finas del sedimento al graficarlas con los pares de respuesta corresponden a funciones logarítmicas o polinomiales de 2 y 3 orden.

Tabla XV. Coeficientes de correlación (r) entre variables de respuesta (características de la comunidad de moluscos) y variables de predicción (contaminantes y características fisicoquímicas del medio en agua *a* y sedimentos *s*)

Variables ( <i>x</i> )	Densidad ( <i>y</i> )						Riqueza ( <i>y</i> )						Índice de Diversidad Shannon-Wiener ( <i>y</i> )					
	organismos / m <sup>2</sup>			ACE Transformada no Paramétrica			Número de Taxa			ACE Transformada no Paramétrica			Diversidad (IDH)			ACE Transformada no Paramétrica		
	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n
Profundidad (m)				0.2334	0.0000	252				0.3988	0.0000	209						
Sólidos Suspendidos <i>a</i> (ppm)	0.2665	0.0010	140	0.9347	0.0000	140				-0.4142	0.0000	121	-0.2322	0.0100	122	-0.7876	0.0000	122
HAT <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )				0.4725	0.0000	173												
Cu <i>s</i> (µg.g <sup>-1</sup> )				-0.7373	0.0000	116				-0.3460	0.0000	105						
Fe <i>s</i> (µg.g <sup>-1</sup> )				0.3926	0.0000	88												
Ni <i>s</i> (µg.g-1)	-0.2010	0.0110	160	-0.7746	0.0000	160				-0.2103	0.0110	144				-0.2793	0.0010	142
Pb <i>s</i> (µg.g-1)							-0.2643	0.0110	92	-0.6641	0.0000	92	-0.3143	0.0020	91	-0.8880	0.0000	91
V <i>s</i> (µg.g-1)	-0.2375	0.0320	82	-0.8971	0.0000	82				-0.5390	0.0000	65				-0.3813	0.0020	66
Zn <i>s</i> (µg.g-1)										-0.7772	0.0000	24	-0.4084	0.0480	24	-0.7400	0.0000	24
Cr <i>s</i> (µg.g-1)	-0.2373	0.0120	111	-0.7996	0.0000	111										0.7258	0.0000	93
MOE <i>s</i> (µg.g <sup>-1</sup> )							-0.1819	0.0310	141	-0.8140	0.0000	141				-0.7102	0.0000	142
HAT <i>s</i> (µg.g <sup>-1</sup> )	-0.1798	0.0200	166	-0.7039	0.0000	166				0.2463	0.0050	129				0.3228	0.0000	130
Arenas %				0.6909	0.0000	156												
Limos %				-0.4986	0.0000	151												
Arcillas %							0.2264	0.0090	134	0.7307	0.0000	134	0.2140	0.0130	135	0.8228	0.0000	135
Finos %				-0.6864	0.0000	154												

(r = 95% de nivel de confianza; significancia p=<0.05) / Se incluyen solo las correlaciones significativas

*a* =agua; *s* =sedimento

En las Figuras 25 a 33 se presentan los modelos multivariados obtenidos con ACE en las que se incluyen las relaciones de las transformadas de  $Y$  con las variables del ambiente y los contaminantes, en cada gráfico se incluyen en el eje principal de las  $Y$  (izquierdo) representada por asteriscos la relación entre los valores originales de las variables de respuesta con los valores originales de las variables de predicción. En el eje secundario de las  $Y$  los valores transformados de  $Y$  del modelo multivariado representados por rombos grises, así como la curva de ajuste de ésta como una línea continua que incluye la ecuación del mejor ajuste de su distribución. Los subíndices de las variables en cada figura corresponden a los modelos indicados en la Tabla XIV.

#### 3.3.2.1 Densidad de moluscos

En la Figura 25 y 26, se representa gráficamente la variabilidad de la densidad con relación a la profundidad, los sólidos suspendidos y los contaminantes Pb y HAT respectivamente. En la Figura 25 se observa que la densidad alcanza un valor óptimo (máximo) a una profundidad de 20 m, con relación a los sólidos suspendidos la densidad aumenta con relación al aumento de partículas en el agua, con una ligera inflexión entre las 75 y 100 ppm, la curva de Pb describe un abatimiento de la densidad entre los 30 y 40  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , la inflexión de la curva coincide con los valores límite de efecto TEL (30.2  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y rango de efecto bajo ERL (46.7  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) a partir de los cuales se presentan efectos tóxicos en invertebrados bentónicos para el caso de este metal según las guías de calidad de sedimentos SQG (MacDonald *et al.*, 1996), el incremento que se presenta a partir de una concentración  $<50 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Pb se puede relacionar con el aumento en la abundancia de organismos tolerantes a este metal.



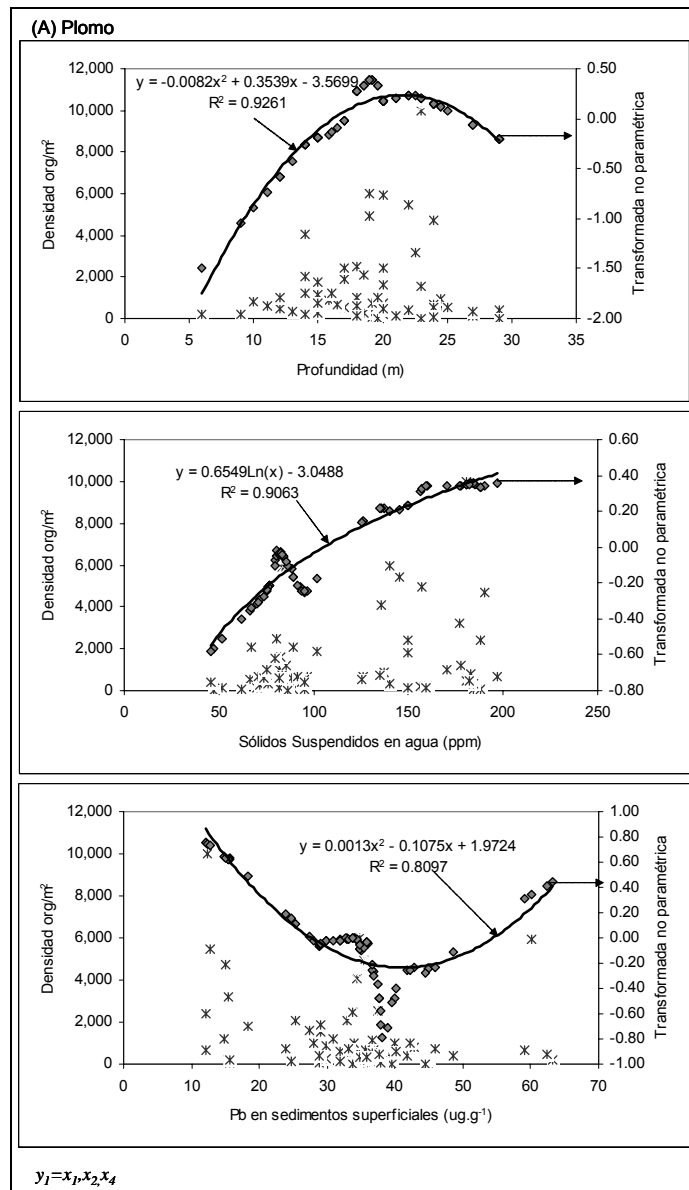


Figura 25. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de Plomo en sedimentos.

En la Figura 26, se presentan las curvas que describen la variación de la densidad con relación a las variables del ambiente y los HAT en sedimentos.

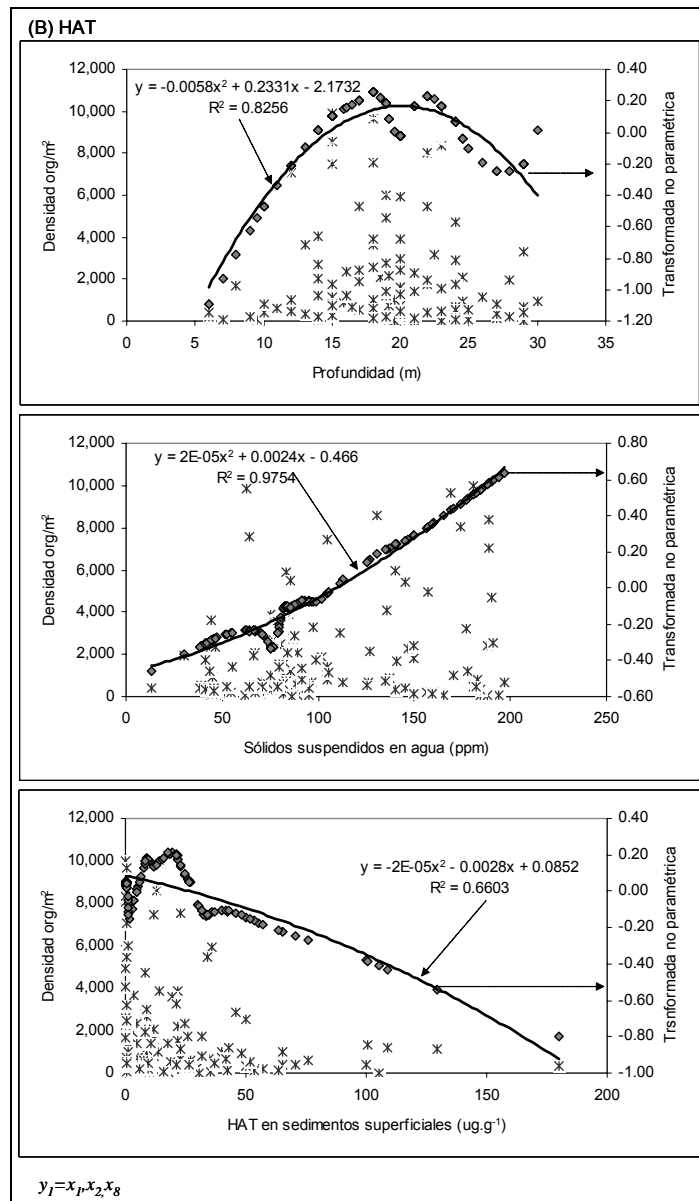


Figura 26. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de HAT en sedimentos.

De acuerdo al análisis de las formas de las curvas y la aportación que a la explicación de la varianza aportan (Tabla XIV) se observa que la presencia de HAT en sedimentos no influye de manera determinante como es el caso del Pb en la variabilidad de la densidad.

### 3.3.2.2 Riqueza de moluscos

La variación de la riqueza Figuras 27 – 31 se explica en un 29.45% con relación a la profundidad y las fracciones finas del sedimento: los metales Cu, Fe, y Cr (además del Pb), influyen de manera importante en la respuesta llegando a explicar hasta el 60% en el caso del Cr cuando se modela en conjunto con las variables ambientales (Tabla XIV).

En la Figura 27 se observa que la mayor riqueza se presenta entre los 15 – 25 m de profundidad y entre el 20 – 45% de fracciones finas del sedimento, la presencia de Pb indica que a mayores concentraciones de este metal menor será el número de especies en los sedimentos declinando linealmente según el modelo de la curva de ajuste; a los  $35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Pb se observa un máximo de riqueza el cual se encuentra entre los estándares TEL y ERL que determinan los umbrales de no efecto nocivo para las comunidades del bentos (MacDonald *et al.*, 1996).

La Figura 28, muestra el efecto de la presencia de Cu en la variabilidad de la riqueza de moluscos, de los metales seleccionados en los modelos divariados, observándose que concentraciones entre 15 y 25% de fracciones finas se relacionan con una mayor riqueza, y también los valores de Cu cercanos al TEL y ERL  $18.7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  y  $34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  respectivamente (Mac Donald *et al.*, 1996)

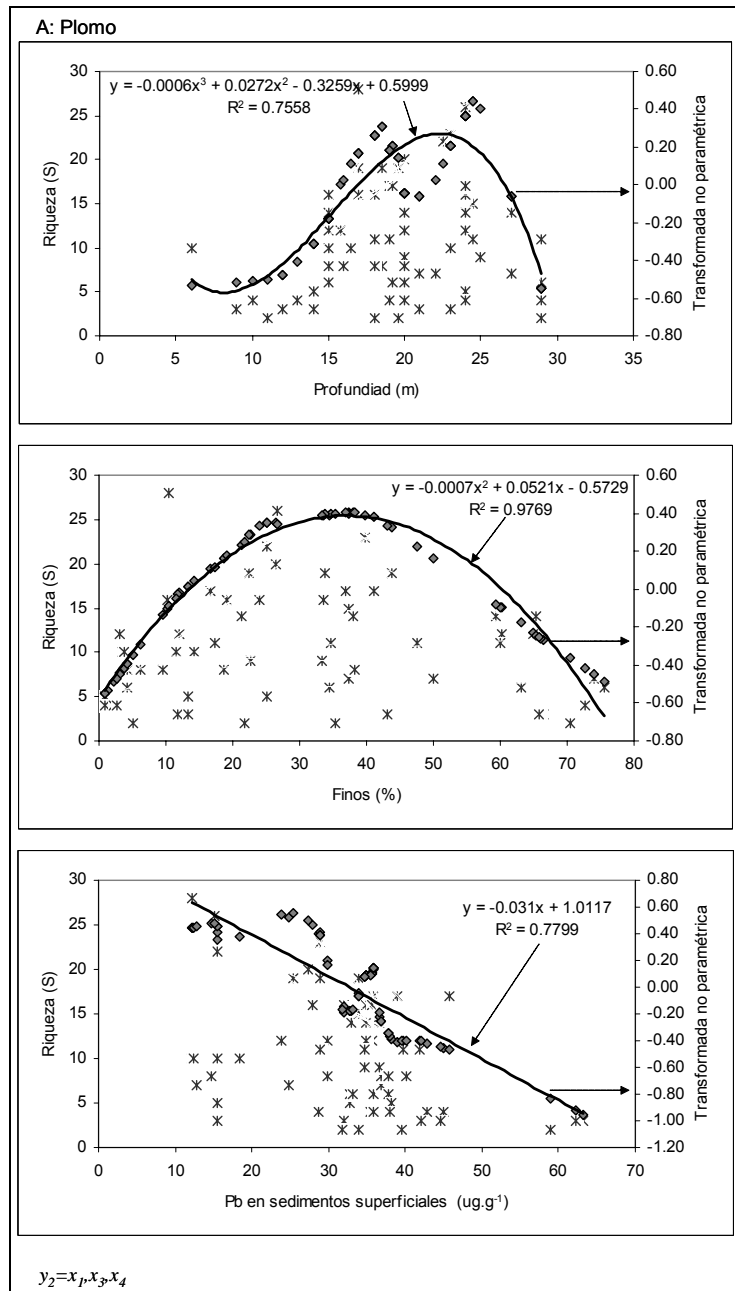


Figura 27. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de plomo en sedimentos.

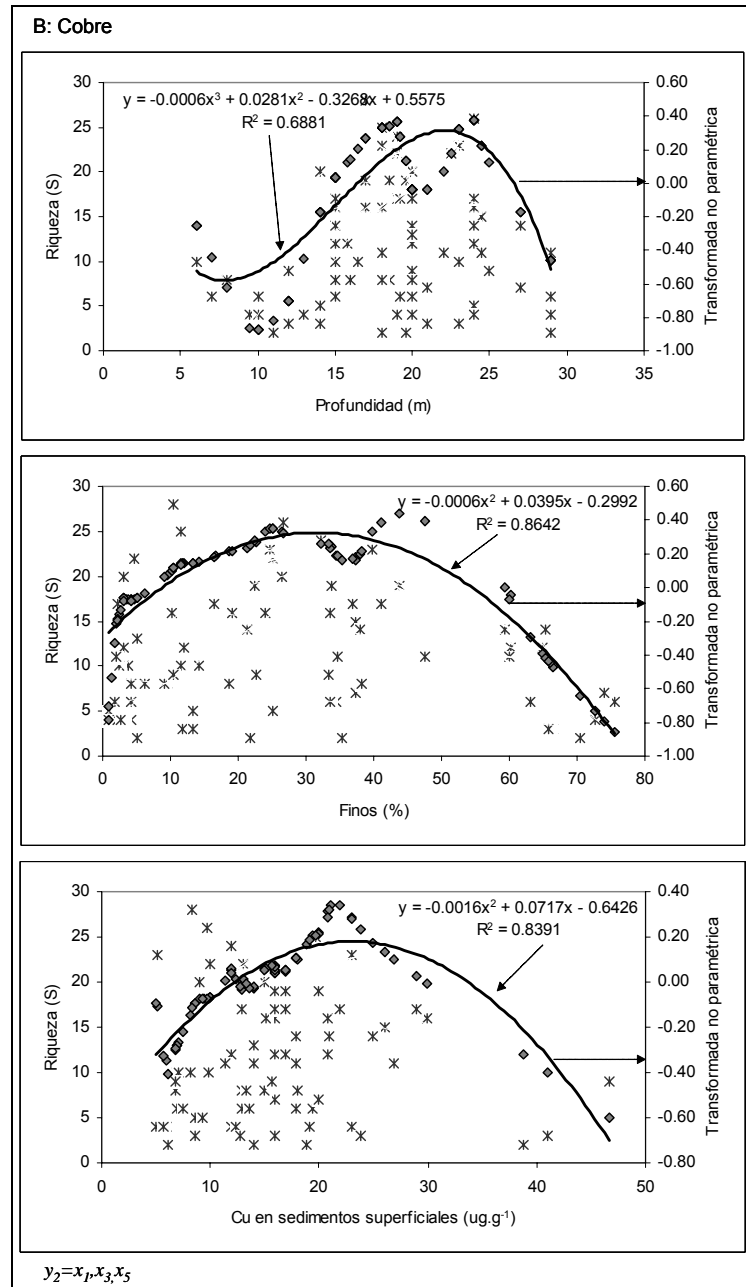


Figura 28. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de cobre en sedimentos.

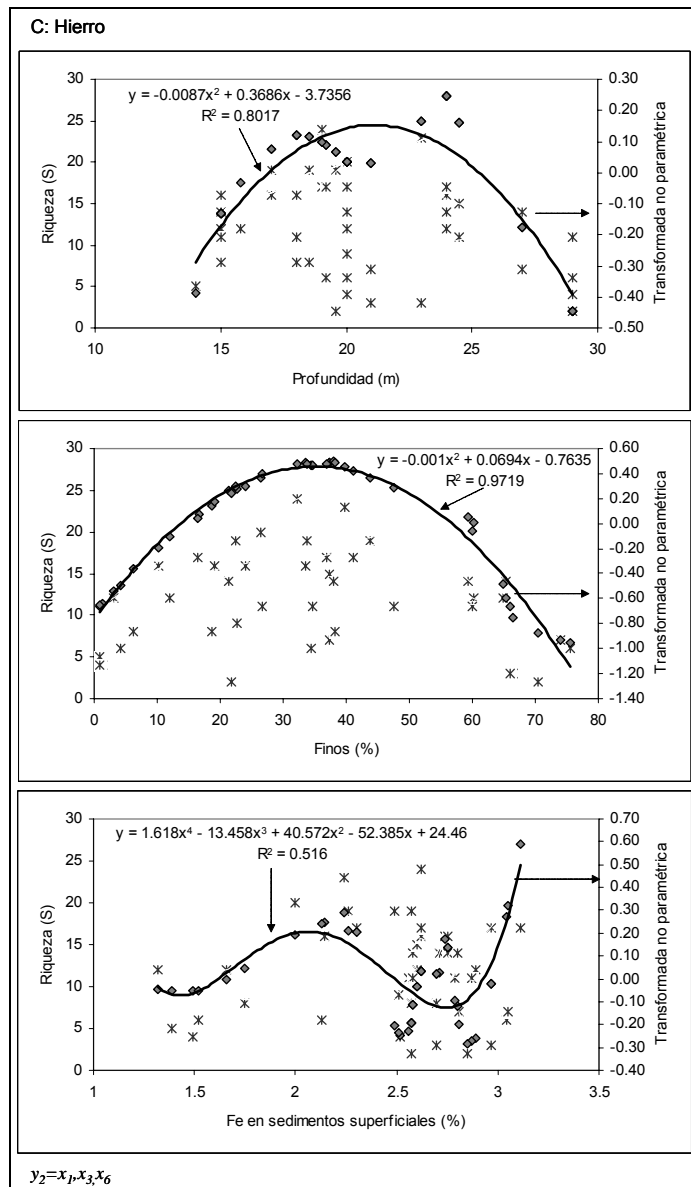


Figura 29. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de hierro en sedimentos.

Se presenta una relación positiva entre las concentraciones de Fe y la riqueza hasta una concentración de 2.3% a partir de la cual se presenta una inflexión 3% donde se vuelve a observar otro incremento, este comportamiento puede estar relacionado con especies con diferentes requerimientos de Fe como macro-elemento que se suman a las características de los sedimentos donde se desarrollan (véase Figura 29).

El Cr es el otro metal que en conjunto con las características del medio explica en un alto porcentaje la variación de la riqueza, ésta disminuye de manera constante siguiendo un comportamiento logarítmico, se observa un máximo de la riqueza entre los 45 y 50  $\mu\text{g.g}^{-1}$  de Cr, concentración que es cercana al límite umbral de efecto TEL de las guías de calidad de sedimento 52.3  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , la curva alcanza su valor más bajo después de este límite a los 60  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , Figura 30.

Es interesante destacar que los dos metales que mejor explican en conjunto con la variabilidad de las fracciones finas y la profundidad el comportamiento de la riqueza están representados en el ajuste lineal de las transformadas ACE por curvas logarítmicas propias del comportamiento de los contaminantes.

Finalmente como en el caso de la densidad la presencia de HAT en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz tiene una aportación limitada a la explicación de la variación de la riqueza. En la Figura 31, se observa que la riqueza no responde con relación a un patrón definido a la presencia de HAT en la primera parte de la curva. Hasta los 50  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , se muestra de acuerdo a las curvas de los valores originales de  $Y$  y  $X$ , que los valores de la riqueza responden a las concentraciones de HAT en los sedimentos.

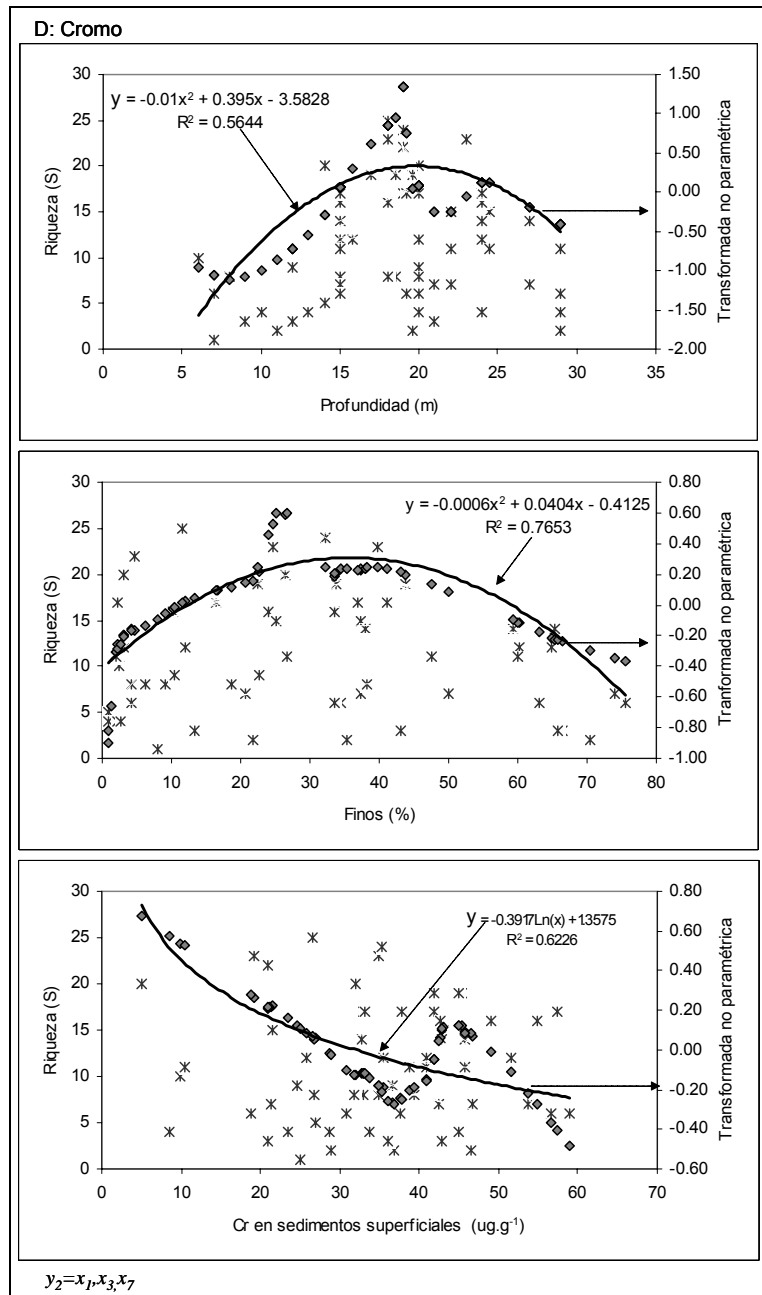


Figura 30. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de cromo en sedimentos.



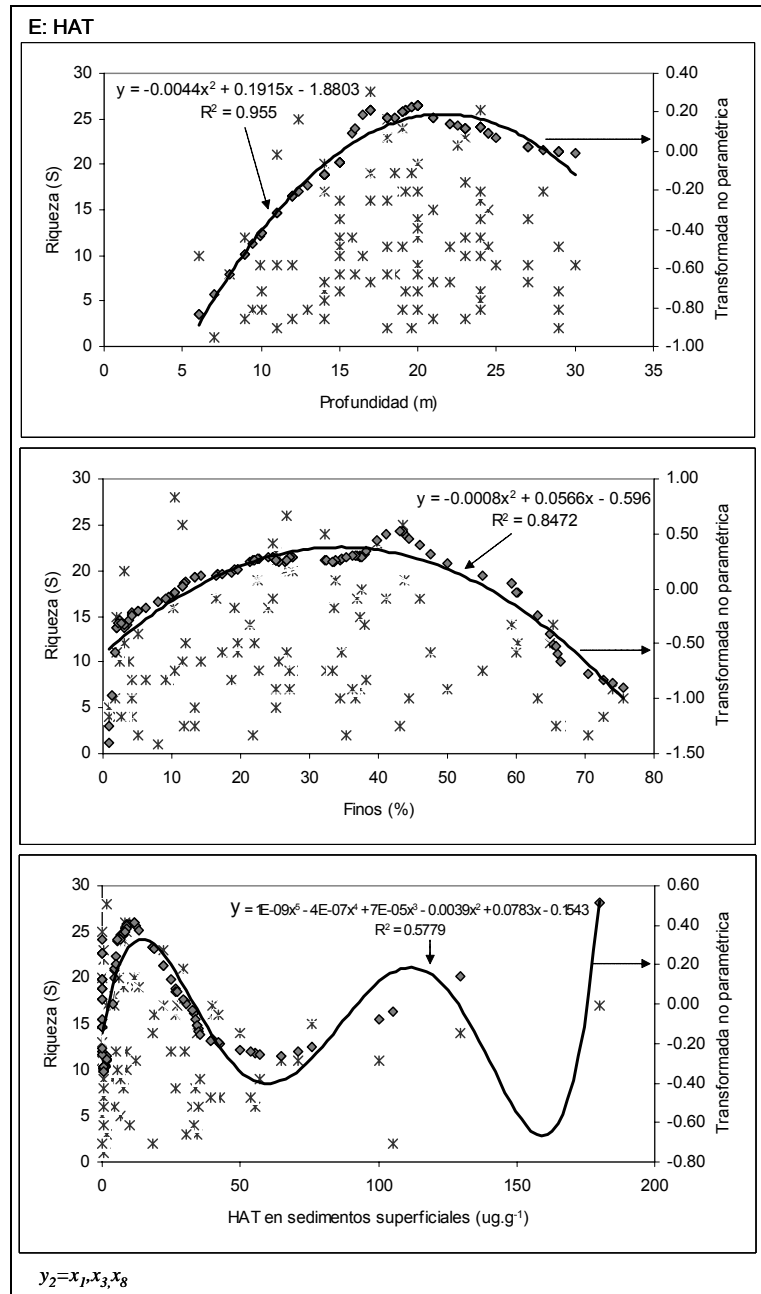


Figura 31. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con las características del medio y las concentraciones de HAT en sedimentos.

### 3.3.2.3 Diversidad de moluscos

En el caso de los moluscos, la diversidad que es la relación entre la abundancia de las diferentes especies en un sitio y por tanto una medida de la dominancia, responde a la presencia de sólidos suspendidos en el agua y de las fracciones finas del sedimento (Figuras 32 – 33, Tabla XIV). La máxima diversidad al igual que la riqueza se observa entre el 20 y 45% de presencia de fracciones finas del sedimento, mientras que con relación a los sólidos y contrariamente el comportamiento que presenta la densidad, las diversidades más altas se encuentran en el intervalo de 50 a 100 ppm con un máximo alrededor de las 75 ppm.

La diversidad es la característica de la comunidad que mejor se explica por su variación con relación a las condiciones del medio (34.35%) y los contaminantes (Pb, 70.90%). En la Figura 32 se muestra que disminuye con una tendencia logarítmica al incorporar el Pb en el modelo de variables ambientales y la inflexión mas drástica de la curva se da entre los 30 y 40  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , intervalo que como ya se dijo está alrededor de los valores umbral de efecto TEL y efecto de rango bajo ERL para este metal.

La inclusión en el modelo ambiental de los HAT que explica la variación de la diversidad representa la situación mas exitosa con relación a las características de la comunidad (41.23%). En la Figura 33 se observa como en el caso de la riqueza que la diversidad en la primera parte de la curva hasta los 50  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , presenta valores independientes de la concentración de HAT.

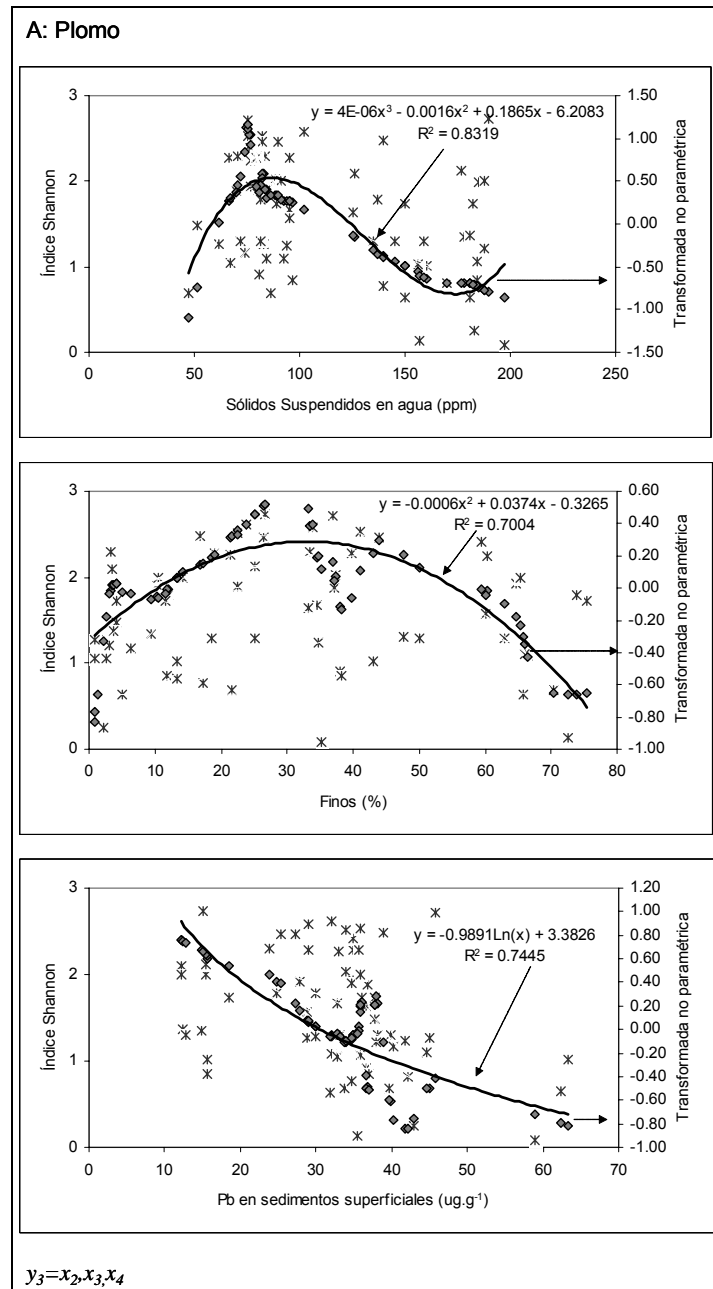


Figura 32. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de Pb en sedimentos.

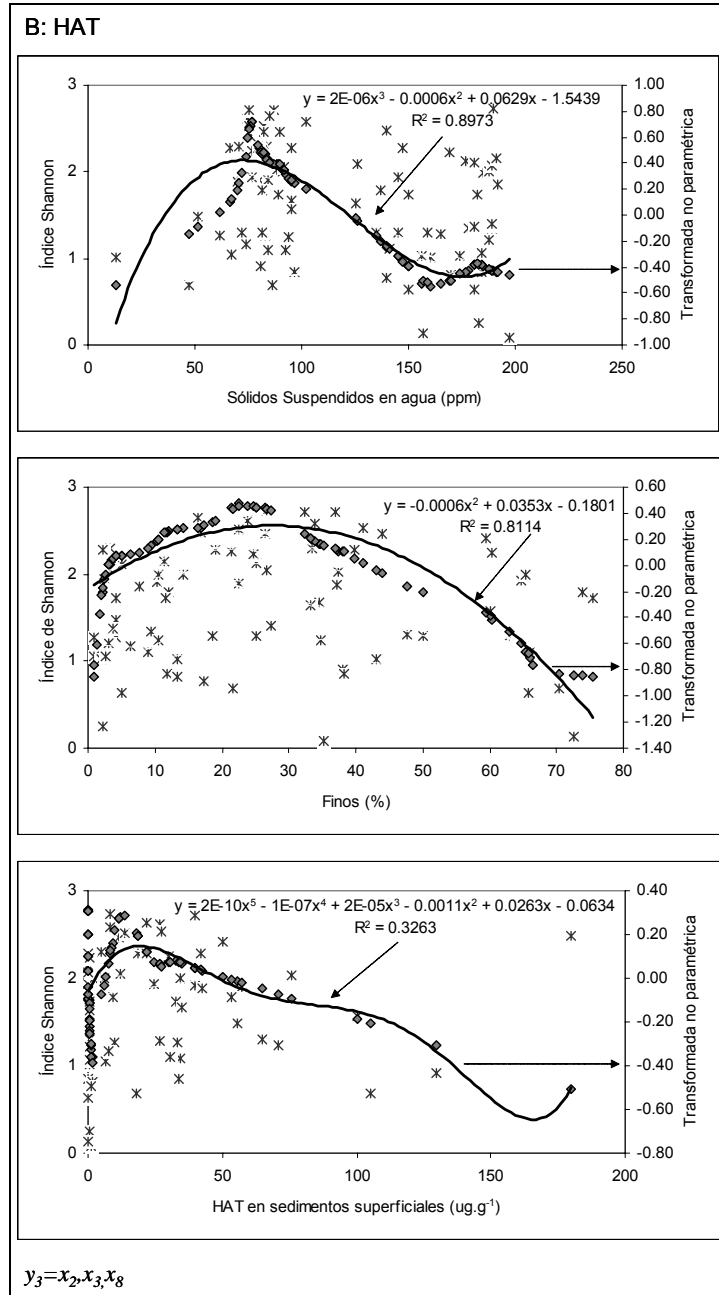


Figura 33. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con las características del medio y las concentraciones de HAT en sedimentos.

## **4 Discusión**

### **4.1 Caracterización del estado de los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz.**

En la Figura 34 se presenta un modelo conceptual de contaminación de los sedimentos basado en el de Chapman (2006) (A). En la misma Figura se retoman los contextos regional y local del área de estudio para representar las fuentes de contaminación química del compartimiento sedimentario, los procesos naturales que intervienen, los posibles receptores biológicos de interés y otros estresores que inciden sobre los tres anteriores (B).

Las características de las BSC, en conjunto con los aportes litorales y del lecho marino condicionan un sistema altamente dinámico y ecológicamente diverso cuyos entornos regional y local, definen el contexto de los diferentes usos del ambiente, la intensidad y persistencia de los fenómenos de contaminación

De acuerdo al comportamiento de las variables fisicoquímicas observadas, se presentan zonas de acumulación alejadas de la costa y que localmente en las desembocaduras de los cuerpos acuáticos continentales se pueden ver los efectos de aporte (sólidos suspendidos), y dilución (contenido de partículas finas en sedimentos).

Es probable además que la menor profundidad que se observa frente a la Bahía de Salina Cruz, se deba a la confluencia de la circulación local de las Bahías de Salinas del Marqués al este y Bahía La Ventosa al oeste.

Los sólidos suspendidos en agua tienden a incrementarse en las desembocaduras de los cuerpos acuáticos continentales y áreas más alejadas de la costa. Según se observa en la Figura B1 (Apéndice B), también han aumentado con el tiempo a pesar de que la construcción de la presa Benito Juárez disminuyó sustancialmente el asolvamiento y los aportes del río Tehuantepec hacia la Bahía.

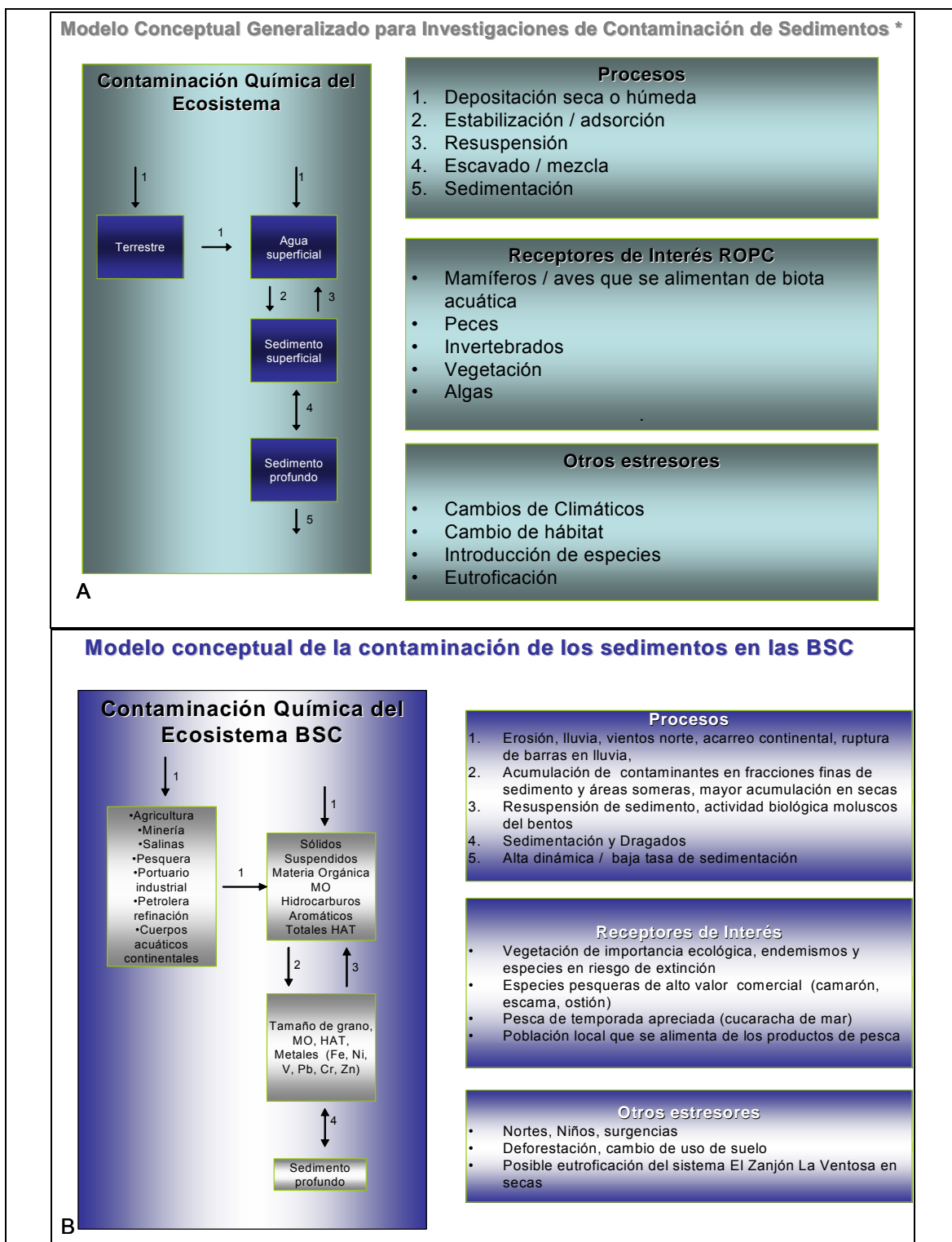


Figura 34. Modelo conceptual de la contaminación de los sedimentos de las BSC.

La materia orgánica, tiende a ser mayor en los sitios de confluencia de los cuerpos continentales próximos a la costa y, mar adentro, dentro en la Bahía de Salina Cruz y en una zona pequeña frente a la Bahía de Salinas del Marqués.

Las fracciones finas del sedimento se acumulan en las zonas mar adentro de las BSC, en un gradiente de la costa a mar adentro claramente definido.

El incremento de los sólidos suspendidos en agua con el tiempo, es indicador de la erosión natural del sistema terrestre continental o inducido por la actividad humana como resultado de la remoción de la capa vegetal natural. Asimismo, la materia orgánica en sedimentos se ha mantenido constante a lo largo del tiempo (ver Apéndice B, Figura B2), al igual que el porcentaje de fracciones finas del sedimento (ver Apéndice B, Figura B3), lo que sugiere el carácter conservativo de los sedimentos en el sistema marino.

En la Tabla XVI, se ha resumido el comportamiento estacional de las variables ambientales, los contaminantes y las características de la comunidad de moluscos observadas a partir de 1982, en los compartimientos agua y sedimentos.

En gris oscuro se muestra la estación climática que presenta valores más altos en donde el número indica el cociente de mayor concentración promedio entre las estaciones climáticas, en gris medio se indican las variables que no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las temporadas de secas y lluvias y en blanco la estación climática de menor concentración.

Se puede concluir por tanto que no existe un comportamiento estacional característico del contenido de materia orgánica en las matrices agua y sedimentos, ni de los sólidos suspendidos en agua y que las características comunitarias de los moluscos, así como todas las fracciones del sedimento a excepción de las arcillas que son mayores en lluvias, no se ven afectadas por los cambios climáticos.

Tabla XVI. Cocientes de la relación estacional de las características fisicoquímicas, niveles de metales y compuestos orgánicos del agua y sedimentos de las BSC.

<b>Variable</b>	Secas / nortes	Lluvias
Sólidos Suspendidos (SST) en agua		
MOE (Material Orgánico Extraíble) en agua		
Profundidad de sitio	<b>1.12</b>	
Arenas >63µm< 2 mm en sedimentos		
Limos en sedimentos		
Arcillas en sedimentos		<b>1.88</b>
Finos <63 µm en sedimentos		
MOE en sedimentos		
HAT (Hidrocarburos Aromáticos Totales) en agua	<b>4.38</b>	
Cu en sedimentos	<b>1.24</b>	
Fe en sedimentos	<b>1.29</b>	
Ni en sedimentos		
Pb en sedimentos	<b>1.19</b>	
V en sedimentos	<b>1.25</b>	
Zn en sedimentos	<b>4.33</b>	
Cr en sedimentos	<b>1.25</b>	
HAT en sedimentos	<b>1.69</b>	
Densidad de moluscos		
Riqueza de moluscos		
Diversidad de moluscos		

La estación de secas presenta la concentración más alta de HAT tanto en agua como en sedimentos y de todos los metales en sedimento salvo el níquel que no manifiesta un comportamiento estacional. Es importante destacar que las características de la comunidad de moluscos no presentan un comportamiento estacional y en este caso podría inferirse que la comunidad esta adaptada (es resiliente) a la alta dinámica que condiciona la región costera de las BSC, manteniendo sus características a lo largo del año.

No es posible afirmar que en la BSC haya existido un proceso de contaminación química y la extensión y significado que tiene por sí misma, basándose en las mediciones de las sustancias químicas, ya que como mencionan Ludwing y Iannuzzi, (2005), estos datos no aportan información de los contaminantes que causan un efecto biológico adverso. Esta afirmación es también secundada por Chapman *et al.* (2003) quienes afirmaban que es necesario evaluar aquellos contaminantes que están biodisponibles a los organismos y eso va a depender de su forma química, y otros factores modificadores del ambiente.



En vista de que tales datos no están disponibles en este estudio, hemos escogido hacer una aproximación evaluando en sedimentos las concentraciones de contaminantes de interés potencial (COPC) las cuales se comparan con los reportados en las guías de calidad de sedimentos y así poder inferir los riesgos de contaminación, siguiendo la metodología reportada por Chapman (2006).

En esta investigación con el fin de hacer más robusta la identificación de los COPC, además de considerar los valores TEL de metales de las SQG para los sedimentos superficiales (zona biótica primeros 10 cm del sedimento), y en el caso de los HAT los coeficientes reparto agua / sedimento, se aplicaron otros tres criterios, a saber:

1. Factor de enriquecimiento con relación a las fracciones finas. 20% de los  $FE \geq 1$
2. Índice de Geo-acumulación. 5% de los  $I_{geo} \geq 1$
3. Posibilidad de efecto tóxico (Guías de Calidad de sedimento, coeficiente de reparto de compuestos orgánicos.
  - a. Guías de calidad de sedimentos. Valor umbral de efecto 10% de los valores  $\geq$  TEL de cada metal.
  - b. Coeficientes de reparto.  $K_d$  HAT (agua/sedimento) 30% valores  $\approx 1$ ;  $K_{oc}$  HAT (agua/sedimento) normalizado con relación a las fracciones finas 10% valores  $\approx 1$ .
4. Mapas SiZer de análisis no paramétrico. Tendencia positiva estadísticamente diferente con relación al incremento en el tiempo.

En la Tabla XVII, se resumen los resultados obtenidos en donde cada columna presenta el porcentaje de datos que permiten seleccionar al contaminante como de interés y entre paréntesis información adicional sobre: a) origen en el caso de los FE, b) la intensidad de la contaminación para los  $I_{geo}$  y c) Probabilidad de efecto tóxico.

Tabla XVII. Contaminantes de interés potencial y criterios de selección.

	FE (% finos)	$I_{geo}$	SQG / $K_d$ ; $K_{oc}$	Tendencia
Criterio	20% FE = 1	10% $I_{geo}$ = 1	10% =TEL* (umbral efecto) 30% $K_d \sim 1$ ; 10% $K_{oc} \sim 1$	Pendiente + (82-2002)
Cu	30.67% (>10=2.67%)		23.41 % (> PEL = 1.95 %)	
Fe	31.87% (>10=3.30%)		No aplica	
Ni	24.46% (>10=2.88%)		32.10 % (> PEL = 1.65 %)	
Pb	75.57% (>10=11.45%)	9.52% $I_{geo}=2$	34.29 % (> PEL = 0.48 %)	
V	27.27% (>10=2.60%)		No aplica	
Zn	35.71% (>10=3.57%)		14.28 % (> PEL = 7.14 %)	
Cr	28.87% (>10=2.11%)			
HAT	40.56% (>10%=9.44)	62.73% $I_{geo}=5$	$K_d$ y $K_{oc}$	

Para el caso de los FE todos los contaminantes son de interés y la secuencia de enriquecimiento de los metales con relación a las fracciones finas del sedimento es la siguiente: Pb>Zn>Fe>Cu>Cr>V>Ni.

El enriquecimiento de los compuestos orgánicos y de todos los metales (salvo el Pb) está relacionado mayormente con aportes litológicos de origen antropogénico, o continental para los HAT. El plomo en un 11.5% de los casos proviene de fuentes adicionales desconocidas porque presenta FE mayores a 10.

Referente a los índices de geo-acumulación, se observa que sólo el plomo (intensidad moderada) y los HAT (valores de contaminación de fuerte a muy fuerte) cubren el criterio de selección.

Los valores de TEL en la tercera columna muestran una secuencia de posibilidad tóxica de los metales: Pb>Ni>Cu>Zn, aunque el porcentaje de probabilidad de toxicidad del zinc es el más alto de todos. El desequilibrio entre los compartimientos agua y sedimentos de los HAT se consideró indicador de la biodisponibilidad de los HAT y los porcentajes de  $K_d$  y

$K_{oc}$  alejados del cociente 1 entre estas fases indican una alta probabilidad de efecto tóxico. Finalmente en la cuarta columna sólo el Pb y el Cr, cumplen con el criterio de incremento en el tiempo.

En resumen del análisis de la Tabla XVII se observa que el Pb cubre todos los criterios de clasificación de los COPC, mientras que los HAT indican haber sido contaminantes de interés en el pasado por lo que es recomendable continuar estudiándolos (cuantificando los diferentes analitos que componen la fracción aromática) dada su relación con las actividades industriales que se realizan en el sitio de estudio.

Del análisis de resultados es posible entonces sugerir valores de fondo para los COPC para lo cual se tomó en consideración las metodologías reportadas por otros autores (Sinclair, 1981; Förstner, 1983; Patil, 2001; Celo *et al.*, 1999). En el caso de los HAT, se obtuvo la curva de mejor ajuste de la distribución de los datos y en el caso del Pb el ajuste a la distribución lognormal. En ambas aproximaciones se propone que el valor de la primera inflexión de la curva representa el valor de fondo o resiliente, el intervalo entre la primera y la segunda inflexión el intervalo de variabilidad natural del Pb o los HAT en sedimentos y los valores mayores a la concentración de la segunda inflexión como indicadores de contaminación, según se muestra en la Tabla XVIII.

Tabla XVIII. Valores de referencia propuestos para los contaminantes de interés COPC en las BSC.

Variable	Valor de fondo	Intervalo de variación natural	Umbral de contaminación
Pb	$\leq 12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$>12 \leq 21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$>21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
HAT	$\leq 10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$>10 \leq 23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	$>23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

Estos valores son similares a los propuestos por otros autores, como umbrales para sedimentos contaminados y no contaminados. Para Pb; Turekian y Wedepohl (1961)  $20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , Barreiro (1991),  $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , Celo (1999)  $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , Rubio *et al.* (2000)  $25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  y consistente con el valor de umbral de efecto TEL de las SQG ( $30.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

De acuerdo a Al-Abdali *et al.* (1996) las concentraciones de fondo de plomo en los sedimentos del Golfo Árabe se presentan en un intervalo de  $5-30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  y los relacionados

con la contaminación crónica así como con los niveles actuales de contaminación se encuentran entre 37.6 - 64  $\mu\text{g.g}^{-1}$ .

Por lo que respecta a los HAT, los intervalos de las concentraciones de fondo encontradas por otros autores son: <1-10  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Volkman *et al.*, 1992; Bouloubassi y Saliot, 1993). Tolosa *et al.* (2005) encontró niveles de <15 $\mu\text{g.g}^{-1}$ , como equivalentes de criseno. Massoud *et al.*, (1996) reconocen áreas con contaminación crónica moderada por hidrocarburos (50–89  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y altamente contaminadas (266–1448  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en los sedimentos del Golfo de Arabia. Readman *et al.* (2002) reportan concentraciones de hidrocarburos del petróleo en los sedimentos superficiales del mar Negro (2 -310  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) comparables a los encontrados en el mar Mediterráneo, pero menores a los encontrados en otras áreas altamente contaminadas como el Golfo de Arabia Saudita (11-6900  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Readman *et al.*, 1996), o en Taiwan (869-10300  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Han, *et al.*, 1992). García-Ruelas *et al.* (2004) reportan concentraciones HAP en un intervalo de 0.2 a 55.3  $\mu\text{g.g}^{-1}$  a lo largo de las costas del Pacífico Mexicano. Vázquez-Botello *et al.* (1998) mide en la BSC niveles de HAP de 3.21  $\mu\text{g.g}^{-1}$  en los sedimentos del interior del Puerto, mientras que en la parte externa las concentraciones son del orden de 0.22  $\mu\text{g.g}^{-1}$ .

Si bien hemos encontrado concordancia entre los valores obtenidos en este estudio con aquellos reportados por otros, debe hacerse hincapié que dichas comparaciones son relativas y como comenta Richardson (2007), es imposible hacerlas cuantitativas en vista de que se obtienen de sitios y metodologías de muestreo muy heterogéneas y con un análisis que en algunos casos no es muy riguroso o está pobremente documentado.

Un paso adicional en nuestro análisis lo representa la identificación de los posibles receptores biológicos del ambiente y el precisar si realmente existe contaminación definida como efectos nocivos en estos últimos.

Los resultados de los análisis químicos y de la estructura de la infauna béntica incluyendo los estresores naturales y físicos, se conjuntan por medio de análisis estadísticos no paramétricos para identificar los contaminantes que de manera evidente promueven un daño al ecosistema.

El análisis de la información de las comunidades biológicas y su relación con los contaminantes se realizó a partir de la obtención de las características de la comunidad de moluscos (densidad N, riqueza S, diversidad  $H' \ln$ ), de acuerdo a Brower y Zar (1977), estableciendo las relaciones entre estas características y los contaminantes críticos, incluyendo el contenido de sólidos suspendidos y materia orgánica en agua, y el porcentaje de fracciones finas y concentración de materia orgánica en sedimentos como indicadores de la variabilidad natural del ambiente.

En vista de que la información acerca de las curvas de respuesta es crítica para una evaluación adecuada del riesgo, empleamos el programa ACE, para establecer relaciones entre variables que no siguen el patrón general de linealidad normal requerido en el análisis de regresión paramétrico de Pearson (Patil, 2001).

Cuando las variables no tienen una distribución normal, los valores originales de las mismas se transforman con el fin de estabilizar el error de la varianza y sistematizar/normalizar el error de la distribución. Para ello el procedimiento consiste en encontrar las transformaciones que producirán el mejor modelo aditivo y el conocimiento de las transformaciones ayudará en la interpretación y entendimiento de las relaciones entre la variable de respuesta y sus predictores (Breiman y Friedman, 1985).

En la Tabla XIX se presentan las relaciones entre las características de la comunidad, la variabilidad natural del medio (profundidad, sólidos suspendidos en agua, materia orgánica y tamaño de grano del sedimento) con los contaminantes de agua y sedimento.

Se observa que de las variables del entorno la profundidad, los sólidos suspendidos y las fracciones finas se relacionan mayormente con las características de la comunidad.

El plomo se relaciona con la densidad, riqueza y diversidad de moluscos, con curvas que describen comportamientos asociados al valor TEL de este metal (efectos para invertebrados que habitan en los sedimentos), con abatimientos entre los 30 y 40  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , y para el caso particular de la densidad un incremento a partir de concentraciones  $< 50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  que se puede relacionar con la dominancia de organismos tolerantes a este metal.

La riqueza se relaciona además con el Cu y el Fe dos macro-elementos necesarios en las dietas de los organismos del bentos, que en el caso particular del Cr, es él que en mayor medida explica la variación de la riqueza.

Tabla XIX. Variables que presentan curvas de relación que explican la variación de las características de la comunidad de moluscos en los sedimentos de las BSC.

Medio	Variable	Densidad	Riqueza	Diversidad
	Profundidad			
AGUA	Sólidos Suspendidos			
	MOE			
	HAT			
SEDIMENTO	Arenas			
	Limos			
	Arcillas			
	Finos			
	Cu			
	Fe			
	Ni			
	Pb			
	V			
	Zn			
	Cr			
	MOE			
	HAT			

Por último se realizó un análisis de caracterización de los sitios de acuerdo a 5 tipos de eventos o actividades que se presentan en las BSC. Para ello se aplicó la prueba de ANOVA incluyendo todas las variables estudiadas bajo los criterios que se muestran en la segunda columna de la Tabla XX, en donde se marcan en negritas las concentraciones promedio mayores de los eventos. En el Apéndice C se presenta una Tabla con el comportamiento resumido de todos los efectos de los tratamientos evaluados y se marcan en negritas las variables que responden a los mismos.

Tabla XX. Características de las actividades / eventos estadísticamente diferentes en las Bahías de SC.

Sitios / Eventos	Criterios	ESM	D	P / MB
Emisor submarino <b>ESM</b>	Área 3 km alrededor del difusor del emisor submarino / descarga constante de aguas tratadas			
Derrames <b>D</b>	Derrames en la Terminal Marítima (Junio, Septiembre 1999)	<b>SST=0.0410</b> <b>MOEa=0.0003</b> V=0.0017 Cr=0.0000		
Portuario / Mantenimiento de Embarcaciones <b>P / MB</b>	Actividades portuarias y de mantenimiento de embarcaciones en dique P/MB	<b>SST=0.0461</b> <b>MOEs=0.0103</b> Fe=0.0007 Cr=0.0011 <b>HATs=0.0093</b> Densidad=0.0030	MOEa=0.0326 <b>Cu=0.0017</b> <b>Pb=0.0040</b> <b>V=0.0038</b> <b>Zn=0.0309</b> <b>Cr=0.0297</b>	
Aporte Externo <b>AE</b>	Aporte externo al Este de las Bahías de SC aguas arriba del emisor UTM >274,000		MOEa=0.0213 <b>V=0.0027</b>	
Bahías de Salina Cruz <b>BSC</b>	Oeste de las Bahías de SC aguas abajo del emisor, todas las estaciones no incluidas en los criterios anteriores	<b>Diversidad=0.0353</b>	MOEa=0.0000 <b>V=0.0009</b> <b>Zn=0.0226</b> <b>Cr=0.0001</b>	MOEa=0.0078 <b>Fe=0.0178</b> <b>Cr=0.0260</b>
*Prueba de Honestidad de Tukey de Diferencias Significativas HDS de Varianza. Diferencia Significativa a p<0.0500 El valor en negritas corresponde a la concentración mas alta de los sitios de las filas con respecto a los sitios de las columnas				

Se observa que el sitio en torno al emisor submarino ESM es diferente a las condiciones que se presentaron después de los dos derrames ocurridos durante en el periodo de estudio (menores concentraciones de sólidos suspendidos y materia orgánica en agua, pero mayores concentraciones de los metales V y Cr).

El emisor submarino también es diferente con respecto al puerto encontrándose menores concentraciones de sólidos suspendidos en agua y materia orgánica e hidrocarburos aromáticos en sedimento, sin embargo los metales Fe y Cr son más altos y la densidad de organismos también, encontrándose además que en el emisor se presenta una menor diversidad, si se le compara con las condiciones generales de la Bahía de Salina Cruz.

En el caso del evento de derrame D las condiciones que se presentaron indican que solo la materia orgánica en agua exhibió concentraciones superiores si se compara con las observadas en el puerto, el aporte externo AE al este del emisor o a las condiciones generales de las BSC.

El puerto P/MB, donde se reparan buques existiendo un dique seco, además de presentar un alto contenido de compuestos orgánicos y sólidos suspendidos en comparación con el emisor submarino y de metales pesados (Cu, Pb, V, Zn y Cr) con referencia a las condiciones posteriores a los eventos de derrame, presenta un mayor contenido de Fe y Cr, con relación a las condiciones generales de las BSC.

Con respecto a la Tabla del Apéndice C que corresponde al comportamiento de todas las variables incluidas en el tratamiento y que no necesariamente se incluyen aquí, es importante destacar, las que no respondieron al tratamiento de eventos / actividades, como el contenido de aromáticos en agua, el Ni, todas las fracciones de sedimento, así como la riqueza de especies, las cuales tienen un comportamiento homogéneo en la región de estudio según los resultados de este análisis.

#### **4.2 Conclusiones.**

1. La materia orgánica en el Río Tehuantepec está influenciada por las condiciones climáticas estacionales con valores altos durante la temporada de secas. Los hidrocarburos se asocian preferentemente a la materia orgánica y no a las partículas de grano fino del sedimento.
2. Los HAT y las fracciones de grano fino del sedimento en los cuerpos acuáticos continentales no están influenciados por las condiciones estacionales, las más bajas concentraciones de éstos se presentan en el Río, acumulándose en la Bahía durante la estación de secas. Los HAT en los compartimientos agua y sedimentos de las Bahías de SC están principalmente asociados con la materia orgánica y las fracciones finas del sedimento.
3. La distribución espacial de los sólidos suspendidos y la materia orgánica en agua y de las fracciones finas de sedimento se asocia a los aportes de los cuerpos continentales con mayores concentraciones en las áreas costeras y dos núcleos de máxima concentración mar adentro.
4. Las mayores concentraciones hidrocarburos aromáticos y metales (a excepción del Ni en sedimentos) durante la época de secas, dan lugar a la acumulación de metales en la



superficie de los sedimentos, mientras que las escorrentías continentales y la ruptura de las barras durante las lluvias incrementan las arcillas y disminuyen las concentraciones de metales.

5. Las mayores concentraciones de contaminantes en sedimentos se presentan durante la temporada de secas y se asocian a las altas tasas de evaporación del área, a los escasos aportes de agua continental de la temporada y posiblemente a los aportes atmosféricos promovidos por los vientos “tehuanos”. El incremento de arcillas durante lluvias es indicador claro del acarreo continental; la mayor, profundidad que se presenta en secas es posible asociarla al poco aporte continental de agua en esta temporada.
6. Las características de la comunidad de moluscos no presentan un comportamiento estacional por lo que podría inferirse que está adaptada a la alta dinámica que condiciona la región costera de las BSC, manteniendo sus características a lo largo del año.
7. La secuencia de enriquecimiento de los metales con relación a las fracciones finas del sedimento es la siguiente:  $Pb > Zn > Fe > Cu > Cr > V > Ni$ , y este enriquecimiento (a excepción del de plomo) está relacionado mayormente con aportes litológicos de origen antropogénico. En el caso de los HAT a un origen continental. El plomo sin embargo se asocia también con fuentes adicionales diferentes.
8. La secuencia de posibilidad tóxica de los metales sigue el orden  $Pb > Ni > Cu > Zn$ , sin embargo cabe destacar que el porcentaje de probabilidad de toxicidad del zinc es el más alto de todos (7.14%).
9. El desequilibrio entre los compartimientos agua y sedimentos de los HAT se sugiere como indicador de la biodisponibilidad de los HAT y probabilidad de efecto tóxico y en este sentido representar un riesgo ambiental.
10. Las concentraciones extremas de Pb, se presentan durante la temporada de lluvias, lo que sugiere que los aportes continentales incorporan cantidades de metales extraordinariamente altas a las Bahías que no corresponden al patrón natural de

deposición en las mismas y que puede estar asociado a la presencia de partículas de grano grueso (arenas) que en lluvias se relacionan positivamente con el plomo.

11. El Pb presentan  $I_{geo}$  en el intervalo que va de no contaminado a medianamente contaminado (1-2), lo que implica que la contaminación se deriva de las actividades industriales locales, aportes atmosféricos, descargas de agua doméstica y escorrentías continentales.
12. El patrón de distribución de Pb en los sedimentos de las Bahías de Salina Cruz en un periodo de 20 años, muestra que las concentraciones más altas se encuentran en zonas someras, del centro de las Bahías y cercanas a las áreas de despacho de combustibles en barcos, mientras que las concentraciones más bajas se encuentran en las áreas más profundas al sur del emisor de la refinería y en las desembocaduras de los cuerpos continentales. La distribución espacial del Pb no sigue el patrón mostrado por la deposición de las fracciones finas del sedimento, lo que sugiere que existen otros factores que afectan la acumulación y acarreo continentales del mismo.
13. La distribución espacial de los HAT en sedimentos muestra que las concentraciones más bajas se encuentra cercanas a la costa y en el área cercana al emisor hacia el oeste, mientras que las más altas se localizan al este del emisor y cerca de las zonas de despacho de combustible y de las pozas de evaporación de salmuera.
14. Los HAT en el agua y sedimentos de las Bahías de SC están asociados principalmente con el contenido de MOE y las fracciones finas de los sedimentos y no presentan un equilibrio entre compartimientos lo que sugiere que en ambos existe disponibilidad de estos compuestos que pueden ser ingeridos o entran en contacto con sus componentes biológicos y por tanto representa posibilidad de riesgo tóxico.
15. Los índices de geo-acumulación y los factores de enriquecimiento muestran que la contaminación por HAT de los sedimentos de las Bahías puede derivar de actividades industriales, aportes atmosféricos, y descargas urbanas domésticas todas ellas asociadas al acarreo continental.

16. El Pb cubre todos los criterios de clasificación de los COPC y en segundo término los HAT indican ser un grupo de contaminantes de interés en el pasado que es recomendable continuar estudiando (cuantificando los diferentes analitos que componen la fracción aromática) dada su relación con las actividades industriales que se realizan en el sitio de estudio.
17. Se proponen valores de fondo para los COPC (Pb y HAT) de acuerdo a los modelos de ajuste de la distribución de sus valores: a) Pb= resiliencia  $\leq 12 \mu\text{g.g}^{-1}$ , intervalo de variación natural  $>12 \leq 21 \mu\text{g.g}^{-1}$ , umbral de contaminación  $> 21 \mu\text{g.g}^{-1}$ , b) HAT = resiliencia  $\leq 10 \mu\text{g.g}^{-1}$ , intervalo de variación natural  $>10 \leq 23 \mu\text{g.g}^{-1}$ , umbral de contaminación  $> 23 \mu\text{g.g}^{-1}$
18. La variación natural de las características de la comunidad de moluscos responde a las siguientes variables ambientales: profundidad (Densidad y riqueza), sólidos suspendidos en agua (Densidad y diversidad), y porcentaje de fracciones finas del sedimento (riqueza y diversidad).
19. En todos los casos las características de la comunidad responden a las concentraciones del Pb, incrementando la varianza explicada de los modelos con las variables ambientales, de manera particular la riqueza responde además a la presencia de otros tres metales (Cu, Fe, Cr).
20. La densidad alcanza un valor óptimo a una profundidad de 20 m, y aumenta constantemente con relación al aumento de partículas en el agua, con una ligera inflexión entre las 75 y 100 ppm de sólidos suspendidos. La curva de Pb describe un abatimiento de la densidad entre los 30 y 40  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , la inflexión de la curva coincide con los valores; límite de efecto TEL (30.2  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y rango de efecto bajo ERL (46.7  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) a partir de los cuales se presentan efectos tóxicos en invertebrados bentónicos, el incremento que se presenta a partir de una concentración  $< 50 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Pb se puede relacionar con el aumento en la abundancia de especies tolerantes a este metal.
21. La mayor riqueza de moluscos se presenta entre los 15 – 25 m de profundidad y entre el 20 – 45% de fracciones finas del sedimento, la presencia de Pb indica que a mayores

concentraciones de este metal menor será el número de especies en los sedimentos decayendo en de manera lineal. A los  $35 \mu\text{g.g}^{-1}$  de Pb se observa un máximo de riqueza el cual se encuentra entre los estándares TEL y ERL que determinan los umbrales de no efecto nocivo para las comunidades del bentos.

22. La máxima diversidad al igual que la riqueza se observa entre el 20 y 45% de presencia de fracciones finas del sedimento, mientras que con relación a los sólidos y contrariamente el comportamiento de la densidad, las diversidades más altas se encuentran en el intervalo de 50 a 100 ppm con un máximo alrededor de las 75 ppm.
23. La diversidad es la característica de la comunidad de moluscos que mejor se explica por su variación con relación a las condiciones del medio (34.35% de la varianza explicada) y los contaminantes (Pb, 70.90%). La diversidad disminuye con una tendencia logarítmica al incorporar el Pb en el modelo de variables ambientales y la inflexión mas drástica de la curva se da entre los 30 y  $40 \mu\text{g.g}^{-1}$ , intervalo que está alrededor de los valores umbral de efecto TEL y efecto de rango bajo ERL para este metal.
24. La presencia de HAT en sedimentos no influye de manera determinante como es el caso del Pb en la variabilidad de las características de la comunidad de moluscos.
25. El puerto es el sitio que presenta las características más diferentes con respecto al resto de las Bahías de Salina Cruz observándose en éste las concentraciones más altas de la mayoría de los metales, materia orgánica e hidrocarburos y una menor densidad de moluscos.

## 5 Literatura Citada

- Abbott, R.T. (1974). American Sea Shells. The Marine Mollusca of the Atlantic and Pacific Coasts of North America. Van Nostrand Reinhold Company, New York. 663 pp.
- Abernethy, S.G., Bobra, A.M., Shiu, W.Y., Wells, P.G., Mackay, D. (1986). Acute Lethal Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to Two Planktonic Crustaceans: A Key Role of Organism-Water Partitioning. *Aquat. Toxicol.* 8:163-174.
- Abernethy, S.G., Mackay, D., McCarty, L.S. (1988). Volume Fraction Correlation for Narcosis in Aquatic Organisms: The Key Role of Partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:469-481.
- Al-Abdali, F., Massoud, M.S., Al-Ghadban, A.N. (1996). Bottom Sediments of the Arabian Gulf – III- Trace Metal Contents as Indicators of Oil Pollution and Implications for the Effect and Fate of the Kuwait Oil Slick. *Environmental Pollution* 93(3):285-301.
- Álvarez-Larrauri, L.R., González-Macías, M.C. (1986). Niveles Actuales de Hidrocarburos y metales pesados en Aguas Costeras del Océano Pacífico Mexicano. *Revista del Instituto Mexicano del Petróleo.* XVIII: 59-68.
- APHA. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution and Control Federation. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Total Suspended Solids Dried at 103°-105° C. Method 2540D. American Public Health Association. Washington, D.C. 2-56.
- Atgün, R.S., El-Agha, O., Zararsız, A., Kocatas, A., Parlak, H., Tuncel, G. (2000). Investigation of the Sediment Pollution in Izmir Bay: Trace Elements. *Spectrochimica Acta Part B.* 55:1151–1164.
- Baines, S.B., Fisher, N.S., Kinney, E.L. (2005). Influence of Temperature on Dietary Metal Uptake in Arctic and Temperate Mussels. *Marine Ecology Progress Series* 289, 201–213.
- Balls, P.W., Hull, S., Miller, B.S., Pirie, J.M., Proctor, W. (1997). Trace Metal in Scottish Estuarine and Coastal Sediments. *Marine Pollution Bulletin.* 34:42–50.
- Baptista Neto, J.A., Smith B.J., McAllister, J.J. (2000). Heavy Metal Concentrations in Surface Sediments in a Nearshore Environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. *Environmental Pollution.* 109:1-9.
- Barrick, R. C. (1982). Flux of Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Central Puget Sound from Seattle (Westpoint) Primary Sewage Effluent. *Environmental Science and Technology.* 16:682-692.
- Barriero, R. (1991). Estudio de Metales Pesados en Medio y organismos de un Ecosistema de Ría (Pontedeume, A Coruña) tesis PhD. Universidad de Santiago de Compostela. 277 pp.
- Benville, P.E., Jr., Korn, S. (1977). The Acute Toxicity of Six Monocyclic Aromatic Crude Oil Components to Striped Bass (*Marone saxatilis*) and bay shrimp (*Crago franciscorum*). *Calif. Fish & Game.* 63:204-209.

- Bervoets, L., Blust, R., Verheyen, R. (1996). Effects of Temperature on Cadmium and Zinc Uptake by the Midge Larvae *Chironomus riparius*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 31:502–511.
- Blanchard, A.L., Howard, F., Shaw, D.G. (2003). Variations in Benthic Fauna underneath an Effluent Mixing Zone at a Marine Oil Terminal in Port Valdez, Alaska. Marine Pollution Bulletin. 46:1583-1589.
- Blust, R. (2002). Models for the Bioaccumulation of Metals in Aquatic Organisms. En CIESM. Metal and radionuclides bioaccumulation in marine organisms. CIESM Workshop Monographs No 19. Monaco. 12-25.
- Blust, R., Ginneken, L.V., Declair, W. (1994). Effect of Temperature on the Uptake of Copper by the Brine Shrimp, *Artemia franciscana*. Aquatic Toxicology. 30:343–356.
- Boesch, D. F., Rosenberg, R. (1981). Response to Stress in Marine Benthic Communities. En Barret, G. W. y Rosenberg, R. (eds.). Stress effects on natural ecosystems. John Wiley & Sons, New York. 179-200.
- Bouloubassi, I. Saliot, A. (1993). Investigation of anthropogenic and Natural Organic Inputs in Estuarine Sediments Using Hydrocarbon Markers (NAH, LAB, PAH). Oceanologica Acta .16:145–161.
- Breiman, L., Friedman, H. (1985). Estimating Optimal Transformations for Multiple Regression and Correlation. Journal of the American Statistical Association. 80(391): 580-619.
- Breitburg, D.L., Seitzinger, S., Sanders, J.G. (1999). Preface. Limnol. Oceanogr. 33: 737–738.
- Broderius, S.J., Kahl, M.D., Hoglund, M.D. (1995). Use of Joint Toxic Response to Define the Primary-Mode of Toxic Action for Diverse Industrial Organic-Chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 14:1591–1605.
- Brower, J.E., Zar, J.H. (1977). Field and Laboratory Methods for General Ecology. Wm.C. Brown Co. Publishers. 194 p.
- Brusca, C.R. (1980). Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California. The University of Arizona Press, (2 Ed).Tucson Arizona. 800 pp.
- Brusca, C.R., Brusca G.J. (1990). The Invertebrates. Sinahuer Associates, Inc. Publ. Sutherland, Mass.922 pp.
- Budzinski, H., Garrigues, P., Bernard, G., Bellocq, J., Hinrichs, K., Rullkotter, J., (1997). Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from the Amazon Fan: Occurrence and Diagenetic Evolution. Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results. 115:555-564.
- Byrne, R.H., Kump, L.R., Cantrell, K.J. (1988). The Influence of Temperature and pH on Trace Metal Speciation in Seawater. Marine Chemistry 25:168–181.
- Cabrera-Ramírez, J.C. (2006). Los Minerales Estratégicos de Oaxaca en el Contexto del Mercado Mundial. CIESAS, México. 334 p.
- Carranza-Edwards, A., Morales, E., Rosales-Hoz, L., (1998). Tectónica, Sedimentología y Geoquímica. En: Tapia-García, M. (ed.) El Golfo de Tehuantepec: El Ecosistema y sus Recursos. Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. S y G editores S.A. de C.V. México, D.F. 1-12.

- Caruso-Bicego, M., Roland-Weber, R., Goncalves-Ito, R. (1996). Aromatic Hydrocarbons on Surface Waters of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*. 32(7):549-553.
- Cassee, F.R., Groten, J.P., van Bladeren, P.J., Feron, V.J. (1998). Toxicological Evaluation and Risk Assessment of Chemical Mixtures. *Crit. Rev. Toxicol.* 28:73–101.
- Celo, V., Babi, D., Baraj, B., Cullaj, A. (1999). An Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediments along the Albanian Coast. *Water, Air, and Soil Pollution*. 111:235-250.
- Chapman, P.M., Ho, K.T., Munns, W.R., Solomon, K., Weinstein. (2002). Issues in Sediment Toxicity and Ecological Risk Assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 44:271-278.
- Chapman, P.M. (1989). Current Approaches to Developing Sediment Quality Criteria. *Environmental Toxicology and chemistry*. 8:589-599.
- Chapman, P.M. (2006). Determining when Contamination is Pollution – Weight of Evidence Determinations for Sediments and Effluents. *Environmental International*. Doi:10.1016/j.envint.2006.09.001.
- Chapman, P.M., Barrick, R.C., Neff, J.M., Swartz, R.C. (1987). Four Independent Approaches to Developing Sediment Quality Criteria Yield Similar Values for Model Contaminants. *Environmental Toxicology and chemistry*. 6:723-725.
- Chapman, P.M., MacDonald, B.G., Lawrence, G.S. (2002). Weight of Evidence Frameworks for Sediment Quality and Other Assessments. *Human Ecology Risk Assessment*. 8:1489-1515.
- Chapman, P.M., Wang, F., Janssen, C., Goulet, R.R., Kamunde, C.N. (2003). Conducting Ecological Risk Assessments of Organic Metals and Metalloids - Current Status. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 9:641-697.
- Chapman, P.M., Wang, F. (2000). Issues in Ecological Risk Assessment of Inorganic Metals and Metalloids. *Human and Ecological Risk Assessment*. 6: 965-988.
- Chaudhuri, P., Marron, J.S. (1999). SiZer for Exploration of Structure In Curves. *Journal of the American Statistical Association*. 94(447):807-823.
- Chelton, D.F., Freilich, M.H., Esbensen, S.K. (2000). Satellite Observations of the Wind Jets off the Pacific Coast of Central America. Part II: Regional relationships and dynamical considerations. *Monthly Weather Review*. 128: 2019-2043.
- Chesler, S.N., Cub, B.H., Hertz, H.S., May, W.W., Dyszel, M., Enagonio, D.P. (1976). Trace Hydrocarbons Analysis. The National Bureau of Standards, Prince William Sound/North Easter Gulf of Alaska. Base Line Study. Washington, D.C. 47 pp.
- Chicu, S.A., Berking, S. (1997). Interference with Metamorphosis Induction in the Marine Cnidaria *Hydractinia echinata* (Hydrozoa): a Structure-Activity Relationship Analysis of Lower Alcohols, Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons, Thiophenes, Tributyltin and Crude Oil. *Chemosphere*. 34:1851-1866.
- Chin-Shung, Y., Szu-Pyng, K., Fen-Bin L., Pen-Shan, H. (2004). Twelve Different Interpolation Methods: A case study of Surfer 8.0. [majorlfp@mail.apol.com.tw](mailto:majorlfp@mail.apol.com.tw). [www.isprs.org/istanbul2004/comm2/papers/231.pdf](http://www.isprs.org/istanbul2004/comm2/papers/231.pdf)
- Chowdhury, M.J., Blust, R. (2001). Effect of Temperature on the Uptake of Waterborne Strontium in the Common Carp, *Cyprinus carpio* (L.). *Aquatic Toxicology*. 54:151–160.

- CIESM. (2002). Metal and Radionuclides Bioaccumulation in Marine Organisms. CIESM Workshop Monographs n°19. Monaco. [www.ciesm.org/publications/ Ancona02.pdf](http://www.ciesm.org/publications/Ancona02.pdf). 128 pp.
- Clarke, K.R. (1993). Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes In Community Structure. *Australian Journal of Ecology*. 18:117-143.
- Clarke, K.R. (1997). Nonmetric Multivariate Analysis in Community-Level Ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18(2):118-127.
- COFEMERMIR.(2005).[http://www.cofemermir.gob.mx/uploadtests/11710.59.59.2.Tehuantepec1re\\_pda05-07-05a.xls](http://www.cofemermir.gob.mx/uploadtests/11710.59.59.2.Tehuantepec1re_pda05-07-05a.xls)
- Cohen, J., Cohen, P. (1983). *Applied Multiple Regression / Correlation Analysis for the Behavioral Sciences*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, New Yersay.
- Commendatore, M.G., Esteves, J.L., Colombos, J.C. (2000). Hydrocarbons in Coastal Sediments of Patagonia, Argentina: Levels and Probable Sources. *Marine Pollution Bulletin*. 40(11):989-998.
- Croteau, M.-N., Hare, L., Tessier, A. (2002). Influence of Temperature on Cd Accumulation by Species of the Biomonitor Chaoborus. *Limnol. Oceanogr.* 47:505-514.
- Dame, R.F. (1996). Ecology of Marine Bivalves an Ecosystem Approach. En: Kramer, K.J.M. (ed.). *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*. CRC Press. Boca Raton. 19– 26.
- Daskalakis, K. D., O'Connor, T.P. (1995). Normalization and Elemental Sediment Contamination in Coastal United States. *Environmental Science and Technology*. 29:470-477.
- Dauer, D.M. (1993). Biological Criteria, Environmental Health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Mar. Pollut. Bull.* 26(5):249-257.
- Davies, A.G. (1978). Pollution Studies with Marine Plankton; Part II. Heavy metals. *Advances in Marine Biology*. 15:381–508.
- De Kock, W.C., Kramer, K.J.M. (1994). Active Biomonitoring (ABM) by Translocation of Bivalve Molluscs. En: Kramer, K.J.M. (ed.). *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*. CRC Press. Boca Raton. 51–84.
- Decho, A.W., Luoma, S.L. (1991). Time-Courses in The Retention of Food Material in the Bivalves *Potamocorbula amurensis* and *Macoma balthica*: Significance to the Absorption of Carbon and Chromium. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 78:303-314.
- Digital River, Inc. (2005). Curve Expert 1.3 Software. Available at <http://www.digitalriver.com>
- Eganhouse, R. P., Kaplan, I. R. (1982). Extractable Organic Matter in municipal wastewaters. 1. Petroleum Hydrocarbons: Temporal variations and mass emission rates to the ocean. *Environmental Science and Technology*. 16:180-186.
- Emery, F.O. (1938). Rapid Method of Mechanical Analysis of Sands. *Journal of Sedimentary Petrology*. 8(3):105-111.
- Ergin, M., Saydam,C., Basturk,O, Erdem,E., Yoruk, R. (1991). Heavy Metal Concentrations in Surface Sediments from the Two Coastal Inlets (Golden Horn Estuary and Izmit Bay) of the Northeastern Sea Of Marmara. *Chemical Geology*. 91:269–285.



- Everaart, J.M., Fischer, C.V. (1992). The Distribution of Heavy Metals (Cu, Zn, Cd and Pb) in the Fine Fractions of Surface Sediments of the North Sea. *The Netherlands Journal of Sea Research*. 29:323–331.
- Fisher N.S. (1986). On the Reactivity of Metals for Marine Phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 31:443-449.
- Fleeger, J.W., Carman, K.R., Nisbet, R.M. (2003). Indirect Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystems. *Sci. Total Environ.* 317:207–233.
- Folk, R.L. (1974). *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill. Austin, TX. 154 pp.
- Förstner, U. (1983). *Applied Environmental Geochemistry*. Academic Press. London. 395 pp.
- Fukue, M., Nakamura, T., Kato, Y., Yamasaki, S. (1999). Degree of Pollution for Marine Sediments. *Engineering Geology*. 53:131–137.
- Gallardo-Betancourt, M.S., Rodríguez-Serrano, H., Moreno-Rivera, L., Villareal-Zuñiga, D. Alexandre-Zamudio, G. (1992). Estudio de Impacto Ambiental de la Infraestructura Portuaria de Salina Cruz, Oax. PEMEX. México, D.F. 146 pp.
- García, E. (1973). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F. 103 pp.
- García-Ruelas, C., Vázquez-Botello, A.V., Ponce-Vélez G., Díaz-González G. (2004). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coastal Sediments from the Subtropical Mexican Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. 49:514-519.
- Gaughan, P. (1981). Metodología de Muestreo de Sedimentos para la Obtención de Datos Químicos y Biológicos con Relación a la Contaminación Marina. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California CICESE. Informe Técnico-OC-81-02. 28 pp.
- Godtliabsen, F., Olsen, L.R., Winther, J-G. (2003). Recent Developments in Statistical Time Series Analysis: Examples of Use in Climate Research. *J.Geophys.Res.* 30(12):1654-1657.
- Gold, G., Acuña, J, Morell, J. (1987). Manual CARIPOL/IOCARIBE para el Análisis de Hidrocarburos de Petróleo en Sedimentos y Organismos Marinos. Cartagena de Indias, Colombia. 125 pp.
- Goldberg, E.D. (1995). Emerging Problems in the Coastal Zone for the Twenty-First Century. *Marine Pollution Bulletin* 31 (4–12):152–158.
- Goldberg, E.D., M. Koide, V. Hodge, A.R. Flegal, Martin, J. (1983). US Mussel Watch: 1977-1978 Results on Trace Metals and Radionuclides. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 16:69-93.
- González-Lozano, M.C., Méndez-Rodríguez, L., López-Veneroni, D.G., Vázquez-Botello, A. (2006). Evaluación de la Contaminación en Sedimentos del Área Portuaria y Zona Costera de Salina Cruz, Oaxaca. México. *Interciencia*. 31(9):647-656.
- González-Macías, C., Schifter, I., Lluch-Cota, D.B. Méndez-Rodríguez, L., Hernández-Vázquez, S. (2006). Distribution, Enrichment and Accumulation of Heavy Metals in Coastal Sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environmental Monitoring and Assessment*. 118:211-230.
- González-Macías, C., Schifter, I., Lluch-Cota, D.B. Méndez-Rodríguez, L., Hernández-Vázquez, S. (2007). Environmental Assessment of Aromatic Hydrocarbons – Contaminated Sediments

- of the Mexican Salina Cruz Bay. Environmental Monitoring and Assessment. Online 13/02/2007.
- González-Macías, M.C. (1997). Análisis de la Comunidad Bentónica en una Chapoptera del Golfo de México y sus Relaciones con la Presencia Crónica de Hidrocarburos del Petróleo. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 114 pp.
- González-Reyna, J. (1956). Riqueza Minera y Yacimientos Minerales de México. Banco de México, Departamento de Investigaciones Industriales. México. 356 pp.
- Gordon, D.C., Kaiser, P.D. (1974). Estimation of Petroleum Hydrocarbons in Sea Water by Fluorescence Spectroscopy. Improved Sampling and Analytical Methods. Fisheries and Marine Service Technical Report. 481. Environment Canada. Canada. 78 pp.
- Gosner, K.L. (1971). Guide to Identification of Marine and Estuarine Invertebrates. Wiley Intersciences. USA. 693 pp.
- Grant, A., Briggs, A.D. (2002). Toxicity of Sediments Around a North Sea Oil Platform: Are Metals or Hydrocarbons Responsible for Ecological Impacts?. Marine Environmental Research. 53:95-116.
- Gray, J.S. (1981). The Ecology of Marine Sediments. An Introduction to the Structure and Function of Benthic Communities. Cambridge Studies in Modern Biology 2. Cambridge University Press. England. 261 pp.
- Gschwend, P.M., Schwarzenbach, R.P. (1992). Physical chemistry of organic compounds in the marine environment. Mar. Chem. 39:187-207.
- Hagopian-Schlekat, T., Chandler, G.T., Shaw, T.J. (2001). Acute toxicity of five sediment-associated metals, individually and in a mixture, to the estuarine meiobenthic harpacticoid copepod *Amphiascus tenuiremis*. Mar. Environ. Res. 51:247– 264.
- Han, B.C., Chiou, H.I., Chen, R.Y., Yeh, C.Y., Hung, T.C. (1992) Speciation of lead pollution in water and sediments around a battery recycling plant. J Chin Environ Prot Soc 15:64–74
- Henderson, R.F. (1996). Species Differences in the Metabolism of Benzene. Environmental Health Perspectives: Benzene Toxicity, Carcinogenesis, and Epidemiology. 104(6):1173-1175
- Holmström, L., Erästö, P. (2001). Using the SiZer Method in Holocene Temperature Reconstruction. Research Reports A36, Rolf Nevanlinna Institute. University of Helsinki, Finland.
- Horowitz, A.J., Elrick, K.A. (1987). The Relation of Stream Sediment Surface Area, Grain Size and Composition of Trace Element Chemistry. Applied Geochemistry. 2:437–452
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (1989). IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. 1972- Present. Vol. 47. World Health Organization, International Agency for Research on Cancer. Geneva, Switzerland.
- IMP. (2000). Estudio Ambiental Integral de la Región de Salina Cruz, Oax. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Informe Final. Informe Técnico Proyecto P.00473. México, D.F. México. 350 pp.
- IMP. (2002). Programa de Seguimiento del Proyecto Ambiental Integral de la Región de Salina Cruz, Oax. 2002. Dirección Ejecutiva de Medio Ambiente y Seguridad. Informe Final. Informe Técnico Proyecto F.20700. Estudios Ambientales México, D.F. México.132 pp.

- Inglis, G.J., Kross, J.E. (2000). Evidence for Systemic Changes in the Benthic Fauna of Tropical Estuaries as a Result of Urbanization. *Marine Pollution Bulletin*. 41(7-12):376-376.
- IOC/UNEP. (1984). Manual for Monitoring Oil and Dissolved/Dispersed Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters and on Beaches. Manual and Guides 13, UNESCO. Paris.
- Kaiser K.L.E. (1980). Correlation and prediction of metal toxicity to aquatic biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 211-218.
- Karageorgis, A.P., Sioulas, A.I., Anagnostou, C.L. (2002). Use of Surface Sediments in Pagassitikos Gulf, Greece, to Detect Anthropogenic Influence. *Geo-Marine Letters*. 21:200–211.
- Karickhoff, S.W., Brown, D.S., Scott, T.A. (1979). Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments. *Water Research*.13:241–248.
- Kayser, H. (1976). Waste-Water Assay With Continuous Algal Cultures: dinoflagellates. *Marine Biology*. 36:61–72.
- Keen, M.A. (1963). *Marine Molluscan Genera of Western North America*. Stanford University Press. 126 pp.
- Keen, M.A. (1971). *Sea Shells of Tropical West America (marine mollusks from Baja California to Peru)*. Stanford University Press. California. 1064 pp.
- Keen, M.A., Coan, E. (1974). *Marine Molluscan Genera of Western North America: An illustrated Key*. Stanford University Press (2 Ed). 208 pp.
- Kennicutt II M.C., Wade T.L., Presley B.J., Requejo A.G., Brookes J.M., Denoux G.J. (1994). Sediment Contaminants in Cosco Bay, Maine: Inventories, Sources and Potential for Biological Impact. *Environ Sci Technol*. 28:1-15
- Kennicutt, M.C. Green, R.H., Montagna, P. Roscigno, P.F. (1996). Gulf of Mexico Offshore Operations Monitoring Experiment (GOOMEX), Phase I: Sublethal responses to contaminant exposure – introduction and overview. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:2540-2553.
- King, A.J., Readman, J.W., Zhou, J.L. (2004). Dynamic Behavior of Polycyclic Hydrocarbons in Brighton Marina, UK. *Marine Pollution Bulletin*. 48:229-239.
- Kjørsvik, E., L.J. Sæthre, Lonning, S. (1982). Effects of Short-Term Exposure to Xylenes on the Early Cleavage Stages of Cod Eggs (*Gadus morhua L.*). *Sarsia*. 67:299-308.
- Klapow, L., Lewis, R. (1975). Analysis of Toxicity Data for California Marine Water Quality Standards. *Journal WPCF*. 51(8):2054-2070.
- Kot-Wasik, A., Dbska, J., Namienik, J. (2004). Monitoring of Organic Pollutants in Coastal Waters of the Gulf of Gdansk, Southern Baltic. *Marine Pollution Bulletin*. 49:264-276.
- Latimer, J. S., Quinn, J. G. (1996). Historical Trends and Current Inputs of Hydrophobic Organic Compounds in an Urban Estuary: The Sedimentary Record. *Environmental Science and Technology*. 30:623-633.
- Law, R.J., Biscaya, J.L. (1994). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) – Problems and Progress in Sampling, Análisis and Interpretation. *Marine Pollution Bulletin* 29:235-241.
- Law, R.J., Blake, S.J., Spurrier, C.J.H. (1999). Butyltin Compounds in Liver Tissues of Pelagic Cetaceans Stranded on the Coast of England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*. 38:1258–1261.

- Law, R.J., Dawes, V.J., Woodhead, R.J., Matthiessen, P. (1997). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Seawater Around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*. 34:306-322.
- Lee, J.S., B.G. Lee, H. Yoo, C.-H. Koh, Luoma, S.N. (2001). Influence of Reactive Sulfide (AVS) and Supplementary Food on Ag, Cd and Zn Bioaccumulation in the Marine Polychaete, *Neanthes arenaceodentata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216:129-140.
- Long, E.R. (1992). Ranges in Chemical Concentrations in Sediments Associated with Adverse Biological Effects. *Marine Pollution Bulletin*. 24(1):38-45.
- Long, E.R., Field, L.J., MacDonald, D. (1998). Predicting Toxicity in Marine Ecosystems with Numerical Sediment Quality Guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 17(4):714-727.
- Long, E.R., Ingersoll, Ch. G., MacDonald, D. (2006). Calculation and Uses of Mean Sediment Quality Guideline Quotients: A Critical Review. *Environmental Science and Technology*. 40(6):1726-1736
- Long, E.R., MacDonald, D. (1998). Recommended Uses of Empirically Derived, Sediment Quality Guidelines for Marine and Estuarine Ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*. 4(5):1019-1039.
- Long, E.R., MacDonald, D., Smith, S. Calder, F.D. (1995). Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environmental Management*. 19(1):81-97.
- Loring, DH. (1991). Normalization of Heavy-Metal Data from Estuarine and Coastal Sediments. *ICES J Mar Sci*; 48:101-115.
- Ludwing, D.F., Iannuzzi. T.J. (2005). Incremental Ecological Exposure Risk from Contaminated Sediments in an Urban Estuarine Sediment. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 1:374-390.
- Luoma, S.N., C. Johns, N.S. Fisher, N.A. Steinberg, R.S. Oremland, Reinfelder, J.R. (1992). Determination of Selenium Bioavailability to a Benthic Bivalve from Particulate and Solute Pathways. *Environ. Sci. Technol.*, 26, 485-491.
- MacDonald, D., Carr, R.S., Calder, F.D., Long, E.R., Ingersoll, Ch. G. (1996). Development and Evaluation of Sediment Quality Guide Lines for Florida Coastal Waters. *Ecotoxicology*. 5:253-278.
- Maldonado, C., Bayona, J.M., Bodineau, L. (1999). Sources, Distribution and Water Column Processes of Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Northwestern Black Sea Water. *Environmental Science and Technology*. 33(16):2693-2702.
- Martin, J.M., Meybeck, M., 1979. Elemental Mass-Balance of Material Carried by Major World Rivers. *Marine Chemistry*. 7:173-206.
- Mason, W.T., Yevich, P.O. (1967). The Use of Phloxina Band Rose Bengal Stains to Facilitate Sorting Benthic Samples. *Translations of the American Microscopic Society*. 86:221-223.
- Massey, F.J. Jr. (1951). The Kolmogorov-Smirnov Test for Goodness of Fit. *Journal of the American Statistical Association*. 46:68-78.
- Massoud, M.S., Al-Abdali, F., Al-Ghadban, A.N., Al-Sarawi, M. (1996). Bottom Sediments of the Arabian Gulf – II- TPH and TOC Contents as Indicators of Oil Pollution and Implications for the Effect and Fate of the Kuwait Oil Slick. *Environmental Pollution*. 93(3):271-284.

- McCready, S., Slee, D.J. Birch, G.F., Taylor, S.E. (2000). The Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surficial Sediments of Sydney Harbor, Australia. *Marine Pollution Bulletin*. 40(11):999-1006.
- McLusky, D.S., Bryant, V., Campbell, R. (1986). The Effects of Temperature and Salinity on the Toxicity of Heavy Metals to Marine and Estuarine Invertebrates. *Oceanogr. Marine Biology Annual Reviews*. 24:481–520.
- Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.I., Banwart, W.L. (1980). Sorption of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by Sediments and Soils. *Environmental Science and Technology*. 14:1524–1528.
- Menzie, C., Henning, M.H., Cura, J., Finkelstein, K., Gentile, J. Maughan, J., Mitchell, D., Petron, S., Potocki, B., Svirsky, S., Tyler, P. (1996). Special Report of the Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup: A Weight-of-Evidence Approach to Evaluating Ecological Risks. *Human and Ecological Risk Assessment*. 2(2):277-304.
- Meyerhoff, R.D., 1975. Acute Toxicity of Benzene, a Component of Crude Oil, to Juvenile Striped Bass (*Morone saxatilis*). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 32:1864-1866.
- Millward, R.N., Carman, K.R, Fleeger, J.W., Gambrell, R. P, Portier, R. (2004). Mixtures of Metals and Hydrocarbons Elicit Complex Responses by a Benthic Invertebrate Community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 310:115–130.
- Monreal, A., Salas, D. 1998. Dinámica y Estructura Termohalina. En: Tapia-Garcia, M (Ed). *El Golfo de Tehuantepec: el Ecosistema y sus Recursos*. Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. S y G editores S.A. de C.V. México, D.F. 2:13-26.
- Moore, J.N., Brook, E.J., Johns, C. (1989). Grain Size Partitioning of Metals in Contaminated Coarse-Grained Floodplain Sediment, Clark Fork River, Montana. *Environmental Geology and Water Research*. 14:107-115.
- Moreau, C.J., Klerks, P.L., Haas, C.N. (1999). Interaction between Phenanthrene and Zinc in their Toxicity to the Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37:251–257.
- Morse J.W., Presley B.J., Taylor R.J. (1993). Trace Metal Chemistry of Galveston Bay: Water, Sediments and Biota. *Marine Environmental Research*. 36:1-37.
- Mubiana ,V. K., Blust R. (2007). Effects of temperature on Scope for Growth and Accumulation of Cd, Co, Cu and Pb by the Marine Bivalve *Mytilus edulis*. *Marine Environmental Research* 63:219–235.
- Mucha, A.P., Vasconcelos, M.T.S.D., Bordalo, A.A. (2003). Macrobenthic Community in the Douro Estuary: Relations with Trace Metals and Natural Sediment Characteristics. *Environmental Pollution*. 121:169–180.
- Müller, G. (1979). Schwermetalle in Den Sediments Des Rheins-Veränderungen Seitt 1971. *Umschan*. 79:778–783.
- Mzoughi, N., Dachraoui, M., Villeneuve, J.P. (2005). Evaluation of Aromatic Hydrocarbons by Spectrofluorometry in Marine Sediments and Biological Matrix: What Reference Should be Considered? *Comptes Rendus Chimie*. 8:97-102
- Neff, J.M. (1979). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Sources, Fates and Biological Effects*. Applied Science Publishers, Barking, Essex, England. 262 pp.

- Neff, J.M. (2002). *Bioaccumulation in Marine Organisms. Effects of Contaminants from Oil Well Produced Water*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 452 pp.
- NFESC. (2003). *Final Implementation Guide for Assessing and Managing Contaminated Sediment at Navy Facilities. User's Guide UG-2053-ENV*. Naval Facilities Engineering Command. Washington, DC 20374-5065.
- Nieboer E., Richardson D.H. (1980). The Replacement of the Nondescript Term "Heavy Metals" By a Biological and Chemically Significant Classification of Metal Ions. *Environ. Pollut. B*, 1:3-26.
- Nieboer E., Sanford W.E. (1985). Essential, Toxic and Therapeutic Functions of Metals (Including Determinants of Reactivity). En: Hodgson, Bend, and Philpot (eds). *Reviews in Biochemical Toxicology 7*. Elsevier, Amsterdam. 205-245.
- Nigro, M., Leonzio, C. (1996). Intracellular Storage of Mercury and Selenium in Different Marine Vertebrates. *Marine Ecology Progress Series*. 135:137-143.
- Nolting, R.F., Ramkema, A., Everaats, J.M. (1999). The Geochemistry of Cu, Cd, Zn, Ni and Pb in Sediment Cores from the Continental Slope of the Banc d'Arguin (Mauritania). *Continental Shelf Research*. 19:665-691.
- Offshore Operators Committee. (1997a). *Gulf of Mexico Produced Water Bioaccumulation Study. Definitive Component*. Technical report to the Offshore Operators Committee, New Orleans, LA, from Continental Shelf Associates, Jupiter, FL.
- Offshore Operators Committee. (1997b). *Gulf of Mexico Produced Water Bioaccumulation Study. Platform Survey Component*. Technical report to the Offshore Operators Committee, New Orleans, LA, from Continental Shelf Associates, Jupiter, FL.
- Ortiz-Gallarza, S.M., Hernández-Llamas, A., Ortega-Rubio, A. (2005). Diseño, construcción y aplicabilidad del índice de evaluación ambiental de ecosistemas acuáticos (IEAEA). *Interciencia*. 30 (3):126-133.
- Pagano, G., M. Cippollaro, G. Corsale, A. Esposito, G.G. Giordano, E. Ragucci, N.M. Trieff. (1988). Comparative Toxicities of Benzene, Chlorobenzene, and Dichlorobenzene to Sea Urchin Embryos and Sperm. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40:481-488.
- Parga-Lozano, C.H., Marrugo-González, A.J., Fernández Maestre, R. (2000). Hydrocarbon Contamination in Cartagena Bay, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*. 44:71-81.
- Patil, G.P. (2001). *Statistical Ecology and Environmental Statistics*. Technical Report Number 2001-0401. Technical Reports and Reprints Series. Center for Statistical Ecology and Environmental Statistics. The Pennsylvania State University. 32 pp.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic Succession in Relation to Organic Enrichment and Pollution of The Marine Environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16 : 229-311.
- Peeters, E.T.H.M., Dewitte, A., Koelmans, A.A., van der Velden, J.A., den Besten, P.J. (2001). Evaluation of Bioassays versus Contaminant Concentrations in Explaining the Macroinvertebrate Community Structure in the Rhine-Meuse Delta, the Netherlands. *Environ. Toxicol. Chem.* 20:2883-2891.

- PEMEX. (2000). Seguridad Salud y Medio Ambiente. Informe 2000. PEMEX. Dirección Corporativa de Seguridad Industrial y Protección Ambiental. México, D.F., México. 47 pp. <http://www.pemex.com>.
- Perkin Elmer. (1976). Analytical Methods for Atomic Absorption Spectrophotometry. Perkin Elmer. USA.
- Peterson, C.H. (2001). The “Exxon Valdez” Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. *Adv. Mar. Biol.* 39:1–103.
- Peterson, C.H., Kennicutt II, M.C., Green, R.H., Montagna, P., Harper, D.E., Powell, E.N., Roscigno, P.F. (1996). Ecological Consequences of Environmental Perturbations Associated with Offshore Hydrocarbon Production: A Perspective on Long-Term Exposures in the Gulf of Mexico. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:2637–2654.
- Phillips, D.J.H. (1976). The Common Mussel *Mytilus edulis* as an Indicator of Pollution by Zinc, Cadmium, Lead and Copper: Effects of Environmental Variables on Uptake of Metals. *Marine Biology.* 38:59–69.
- Pica-Granados, Y., 1994. Diagnósis Ambiental del Impacto por Actividades Petroleras en el Puerto de Salina Cruz, Oax. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México. 102 pp.
- Pica-Granados, Y., Vázquez-Botello, A. y Villanueva, S.F., 1994. La Contaminación por Actividades Petroleras en el Puerto de Salina Cruz. Serie. Grandes Temas de la Hidrobiología. Los sistemas litorales. UAM-I, UNAM. (2):127-140.
- Rabalais, N.N., R.S. Carney, Escobar-Briones. E.G. (1999). Overview of Continental Shelf Benthic Communities of the Gulf of Mexico. En: Kump, H., K. Steidinger & K. Sherman (Eds.). 1999. The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. Assessment, Sustainability, and Management. Blackwell Science, Inc. Massachusetts, USA. 171-195.
- Readman, J.W., Bartocci, J., Tolosa, I., Fowler, S.W., Oregioni, B., Abdulraheem, M.Y. (1996). Recovery of the Coastal Marine Environment in the Gulf Following 1991 the War Related Oil Spills. *Marine Pollution Bulletin.* 32:493-498.
- Readman, J.W., Fillmann, G., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J.-P., Catinni, C., Mee, L.D. (2002). Petroleum and PAH Contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin.* 44:48-62.
- Readman, J.W., Mantoura, R.F.C., Read, M.M. (1984a). The Physicochemical Speciation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Aquatic Systems. *Z. Anal. Chem.* 219:126-131.
- Readman, J.W., Mantoura, R.F.C., Read, M.M. (1984b). Distribution, Composition and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of the River Tamar Catchment and Estuary, U.K. En: Parker W.R., Kinsman, D.J.J. (eds.). *Transfer Processes in Cohesive Sediment Systems.* Plenum Press, New York. 155-170.
- Reinfelder, J.R., Fisher, N.S., 1991. The Assimilation of Elements Ingested by Marine Copepods. *Science.* 251:794-796.
- Rhoads, D.C., McCall, P.L., Yingst, J.Y. (1978). Disturbance and Production on the Estuarine Seafloor. *Am. Sci.* 66: 577-586.

- Richardson, B.J. (2007). Temporal Monitoring: Baseline's Logical Conclusion. Editorial. Marine Pollution Bulletin. 54:247-248
- Ricking, M., Schulz, H.M. (2002). PAH-Profiles in Sediments Cores from the Baltic Sea. Marine Pollution. 44:551-576.
- Rivail Da Silva, M., Lamotte, M., Donard, O.F.X., Soriano-Sierra, E.J., Robert, M. (1996). Metal Contamination in Surface Sediments of Mangroves, Lagoons and Southern Bay in Florianopolis Island. Environmental Technology. 17:1035-1046.
- Roach, A.C. (2005). Assessment of Metals in Sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, Using Normalization Models and Sediment Quality Guidelines. Marine Environmental Research. 59:453-472.
- Robson, A.J., Neal, C. (1997). A Summary of Regional Water Quality for Eastern UK Rivers. The Science of the Total Environment. 194/195:15-37.
- Rubio, B., Nombela, M.A., Vilas, F.S. (2000). La Contaminación por Metales Pesados en las Rías Bajas Gallegas: Nuevos valores de fondo para la Ría de Vigo (NO de España). Journal of Iberian Geology. 26:121-149.
- Russel, F.E., Kotin, P. (1956). Squamous Papilloma in the White Croaker. Journal of National Cancer Institute. 18:857-861.
- Schifter, I., Tenorio, M.A., León, J., Ortiz-Gallarza, S.M., González-Macías, C. (2004). Base de Datos Relacional con Variables de Tipo Ambiental de la Región Costera de Salina Cruz, Oax. Instituto Nacional del Derecho de Autor. 03-2004-040212331900-01.
- Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K., Petzinger, E. (1999). Potential Relation between Mercury Concentrations and Necropsy Findings in Cetaceans from German Waters of the North and Baltic Seas. Marine Pollution Bulletin. 38:285-295
- Sincalir, A.J. (1981). Applications of Probability Graphs in Mineral Exploration. Vol. 4. Richmond Printers Ltd. 95 pp.
- Smith, N. (1970). The Problem of Oil Pollution of the Sea. Advances in Marine Biology. 8:215-306.
- Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F. (2001). Distribution and Normalization of Heavy Metal Concentrations in Mangrove and Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 53:259-74.
- Southworth, J.R. (1905). La minas de México. Liverpool. England. Blake & Mackenzie. 260 pp.
- Statistica.1998. Statistica for Windows (Volume I).General Conventions and Statistics I. StatSoft, Inc, (2<sup>nd</sup> Ed.). Tulsa OK, USA.
- Steevens, J.A., Benson, W.H. (2001). Toxicokinetic Interactions and Survival of *Hyaella azteca* Exposed to Binary Mixtures of Chlorpyrifos, Dieldrin, and Methyl Mercury. Aquatic Toxicology. 51: 377-388
- Surfer ® version 8.01.2002. Golden Software, Inc., CO, USA.
- Sutter, G. W., Norton, S.B., Cormier, S.M. (2002). A Methodology for Inferring the Causes of Observed Impairments in Aquatic Ecosystems. Environmental Toxicology and Chemistry. 21(6):1101-1111.



- Swartz R.C., Schultz D.W., Ozretich R.J., Lamberson J.O., Cole F.A., DeWitt T.H., Redmond M.S., Ferraro S.P. (1995). S PAH: A Model to Predict the Toxicity of Polyaromatic Nuclear Hydrocarbons in Field-Collected Sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 14:1977-1987.
- Szefer, P., Glasby, G.P., Sefer, K., Pempkowiak, J., Kaliszan, R. (1996). Heavy-Metal Pollution in Superficial Sediments from the Southern Baltic Sea off Poland. *Journal of Environmental Science and Health.* 31A:2723-2754.
- Tam, N.F.Y., Yao, W.Y. (1998). Normalization and Heavy Metal Contamination in Mangrove Sediments. *The Science of the Total Environment.* 216:33-39.
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S. (1995). Retention and Distribution of Heavy Metal in Mangrove Soils Receiving Wastewater. *Environmental Pollution.* 94:283-291.
- Tapia-Garcia, M. (Ed). (1998). *El Golfo de Tehuantepec: El Ecosistema y sus Recursos.* Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. S y G editores S.A. de C.V. México, D.F. pp.239.
- Tapp, J.F., Shillabeer, N., Ashman, C.M. (1993). Continued Observations of the Benthic Fauna of the Industrialized Tees Estuary, 1979-1990. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 172:67-80
- Taylor, S.R. (1964). Abundance of Chemical Elements in the Continental Crust; a New Table. *Geochimica Cosmochimica Acta.* 28:1273-1285.
- Telli-Karakoc, F., Tolun, L., Henkelmann, B., Klimm, C. Okay, O., Schramm, K.W. (2002). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Polychlorinated Biphenyls (PBCs) Distributions in the Bay of Marmara Sea: Izmit Bay. *Environmental Pollution.* 119:383-397.
- Teplisky, C., Piha, H., Laurila, A., Merilä, J. (2005). Common Pesticide Increases Cost of Antipredator Defenses in *Rana temporaria* tadpoles. *Environ. Sci. Technol.* 5(39):6079-6085.
- Terekian, K.K., Wedepohl, K.H. (1961). Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. *Geological Society of American Bulletin.* 72:175-192.
- Thursby, G.B., Steele, R.L. (1986). Comparison of Short- and Long-Term Sexual Reproduction Tests With the Marine Red Alga *Champia parvula*. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:1013-1018.
- Toledo, A. (1995). *Geopolítica y Desarrollo en el Istmo de Tehuantepec.* Centro de Ecología y Desarrollo. México, D.F., México. 265 pp.
- Tolosa, I., de Mora S.J., Fowler, S.W., Villeneuve, J.P., Bartocci, J., Cattini, C. (2005). Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in Marine Biota and Coastal Sediments from the Gulf of Oman. *Marine Pollution Bulletin.* 50:1619-1633.
- Trasviña, A., Barton, E.D., Brown, J., Velez, H.S., Kosro, P.M., Smith, R.L. (1995). Offshore Wind Forcing in the Gulf of Tehuantepec, México. *The Asymmetric Circulation. Journal of Geophysical Research.* 100(20):649-663.
- UNEP. (1986). *Baseline Studies and Monitoring of Oil and Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters (Med Pol 1).* MAP Technical Report Series. No: 1. United Nations Environmental Program, Geneva. 81-86.

- UNESCO. (1982). Comisión Oceanográfica Intergubernamental. Determinación de los Hidrocarburos de Petróleo en los Sedimentos. Manuales y Guías 11, 1-35. Place de Fontenoy, París, Francia.
- UNESCO. (1984). Comisión Oceanográfica Intergubernamental. Manual para la Vigilancia del Aceite y de los Hidrocarburos del Petróleo Disueltos o Dispersos en el Agua del Mar y en las Playas. Procedimientos para el Componente Petróleo del Sistema de Vigilancia de la Contaminación del Mar (MARPOL-MON-P). Manuales y Guías 13, 1-37. Place de Fontenoy, París, Francia.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1978). Test Method for Evaluating Total Recoverable Petroleum Hydrocarbon, Method 418.1 (Spectrophotometric, Infrared). U.S. Government Printing Office. Washington, DC.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1979). Methods for Chemical Analysis, Metals Section. EPA-600/4-79-020, USEPA R&D, Environmental Monitoring and Support Laboratory. Cincinnati, OH, USA. 200-305.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1986). Test Methods for Evaluating Solid Waste (SW-846): Physical/chemical methods. USEPA, Office of Solid Waste, Washington, DC.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1996). Method 8440. Total Recoverable Petroleum Hydrocarbon by Infrared Spectrophotometry. SW-846, 3rd Edition. Revision-0. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Vázquez-Botello, A.V., Villanueva, S.F., Díaz, G.G., Escobar, E. (1998). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Salina Cruz Harbor and Coastal Areas, Oaxaca, Mexico. Marine Pollution Bulletin. 36: 554-558.
- Veith, G.D., Kosian, P. (1983). Estimating Bioconcentration Potential from Octanol/Water Partition Coefficients. En: Mackay, D., Patterson, S., Eisenreich, St.J (eds.), Physical Behavior of PCBs in the Great Lakes. Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor, MI. 269-282.
- Volkman, J.K., Holdsworth, D.G., Neill, G.P., Bavor, H.J., (1992). Identification of Natural, Anthropogenic and Petroleum Hydrocarbons in Aquatic Sediments. The Science of Total Environment. 112: 203– 219.
- Wallen, I.E., Greer, W.C., Lasater, R. (1957). Toxicity to *Gambusia Affinis* of Certain Pure Chemicals in Turbid Waters. Sew. Indust. Wastes. 29:695-711.
- Wang, D., Murphy, M. (2004). Estimating Optimal Transformations for Multiple Regression Using the ACE Algorithm. Journal of Data Science. 2:329-346
- Wang, W.-X., Fisher, N.S., Luoma, S.N. (1996). Kinetic Determinations of Trace Element Bioaccumulation in the Mussel *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 140:91-113.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R. (1995). “New Biodiversity” Measures Reveal a Decrease in Taxonomic Distinctness with Increasing Stress. Marine Ecology Progress Series. 129:301– 305.
- Weisber, S.B., Schaffner, L.C., Dauer, D.M., Frithsen, J.B. (1997). An Estuarine Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries. 20(1):149-158.

- Whitfield M., y Turner D.R. (1987). The Role of Particles in Regulating the Composition of Seawater.. En: Stumm (ed.). Aquatic Surface Chemistry: Chemical Processes at the Particle-Water Interface. J. Wiley & Sons. 457-493.
- Williams R.F.P. (1981). Physico-Chemical Aspects of Inorganic Element Transfer through Membranes. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 294: 57-74
- Wilson, J. G. Jeffrey, D. W. (1994). Benthic Biological Pollution Indices in Estuaries. En: Kramer, J. M. (ed.). Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries. CRC Press. Boca Raton, Florida. 311-327
- Woodhead, R.J., Law, R.J., Matthiessen, P. (1999). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments around England and Wales, and their Possible Biological Significance. Marine Pollution Bulletin. 38(9):773-790.
- Word, J.Q., Mearns, A.J. (1979). 60- Meter Control Survey off Southern California. Southern California Coastal Water Research Project. TM 299.
- Zabetoglou, K., Voutsas, D., Samara, C. (2002). Toxicity and Heavy Metal Contamination of Surficial Sediments from the Bay of Thessaloniki (Northwestern Aegean Sea) Greece. Chemosphere. 49:17-26.

## **6 Apéndices**

Apéndice A. Curvas de Relación de las Características de la Comunidad de Moluscos con las Variables del Ambiente y los Contaminantes.

Apéndice B. Comportamiento Temporal de las Variables Ambientales en Agua y Sedimentos.

Apéndice C. Figuras de los Tratamientos por Actividades / Eventos para las Características del Ambiente, los Contaminantes y la Comunidad de Moluscos.

**6.1 Apéndice A.**

**Curvas de Relación de las Características  
de la Comunidad de Moluscos con las  
Variables del Ambiente y los  
Contaminantes**

**6.1.1 Curvas que muestran las variables del ambiente y los contaminantes que predicen la variación de la comunidad de moluscos.**

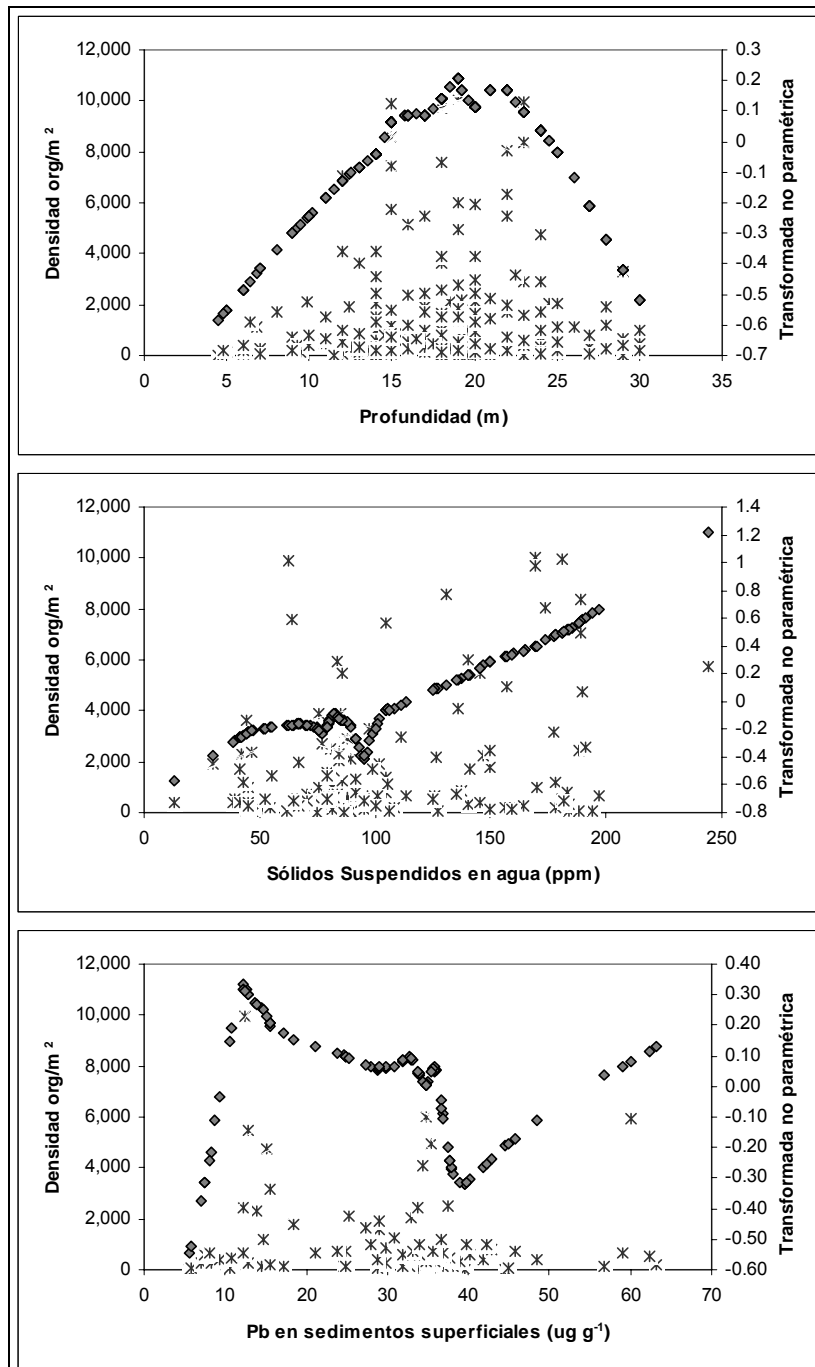


Figura A1. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con profundidad, sólidos suspendidos en agua y Pb en sedimentos

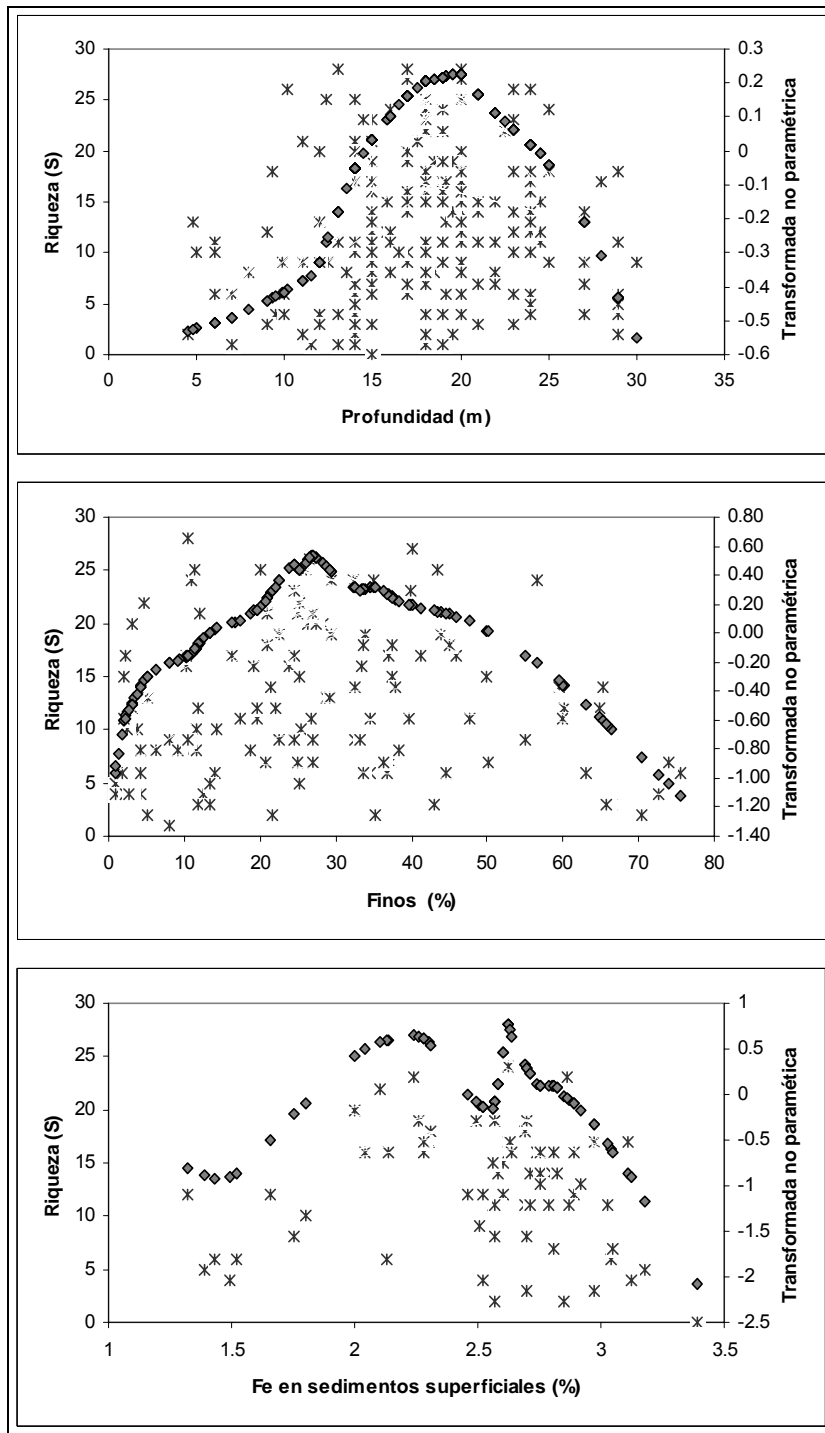


Figura A2. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con profundidad, fracciones finas y Fe en sedimentos

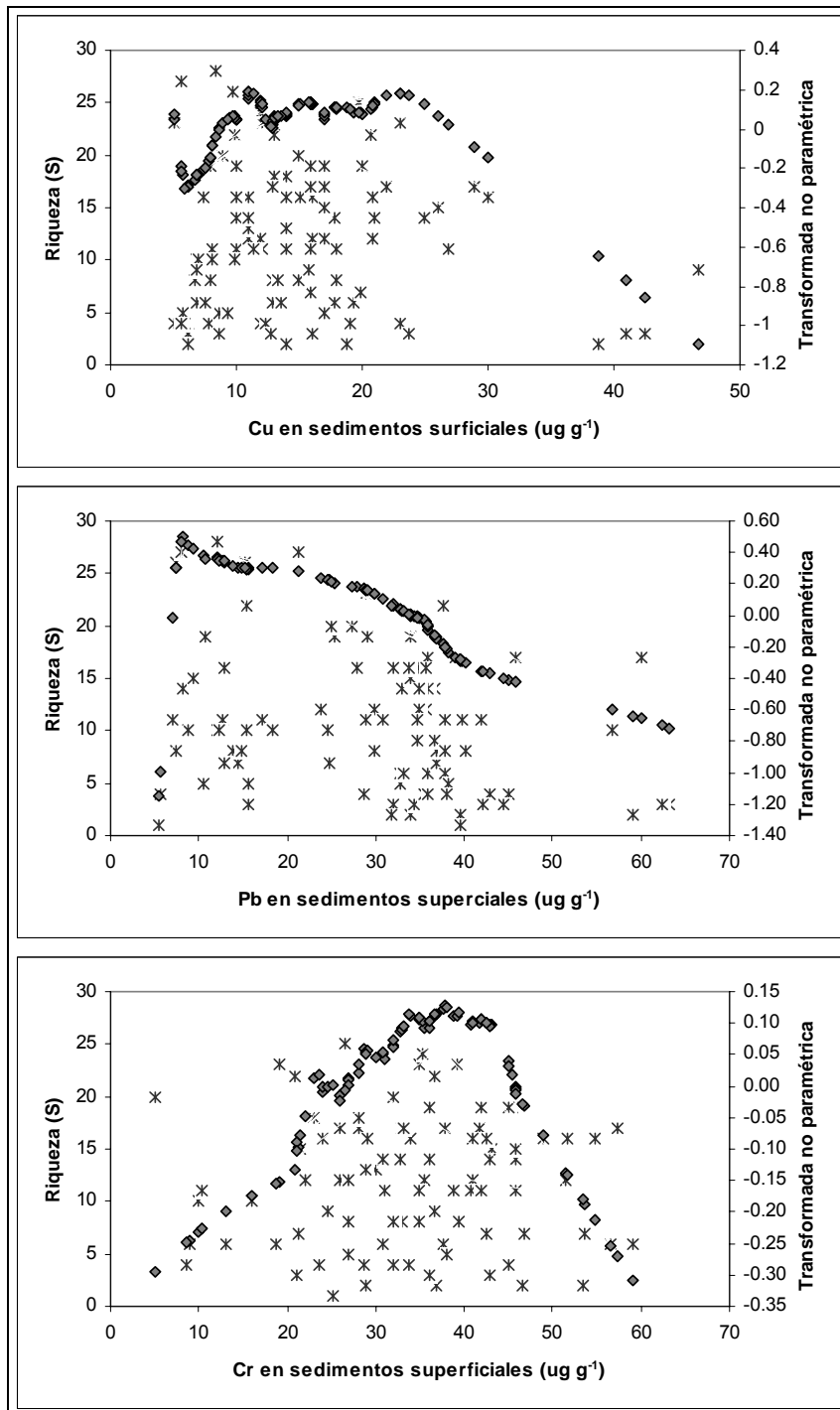


Figura A3. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con Cu, Pb y Cr en sedimentos



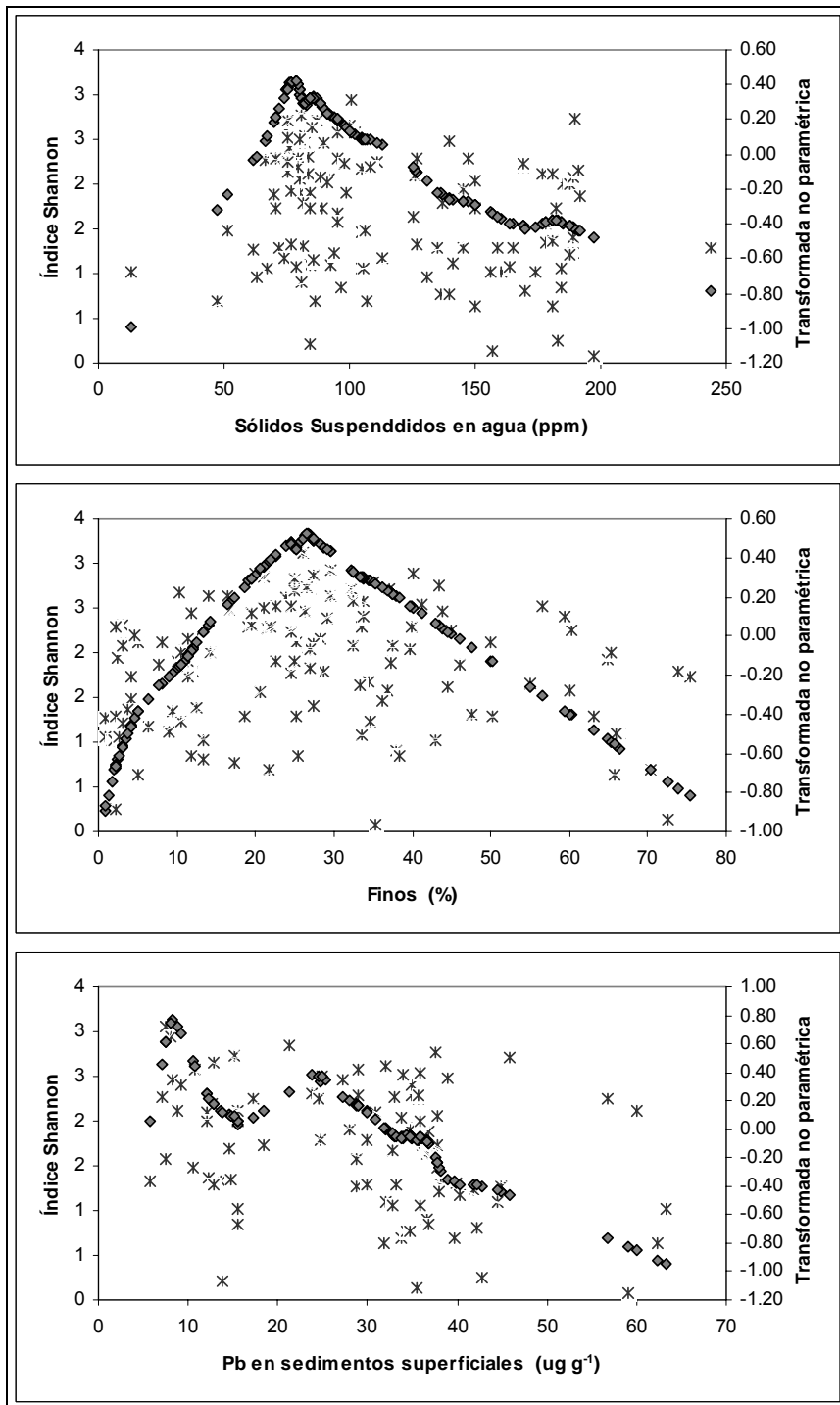


Figura A4. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con sólidos suspendidos en agua, fracciones finas y Pb en sedimentos

6.1.2 Curvas que muestran las variables del ambiente y los contaminantes que no predicen la variación de la comunidad de moluscos.

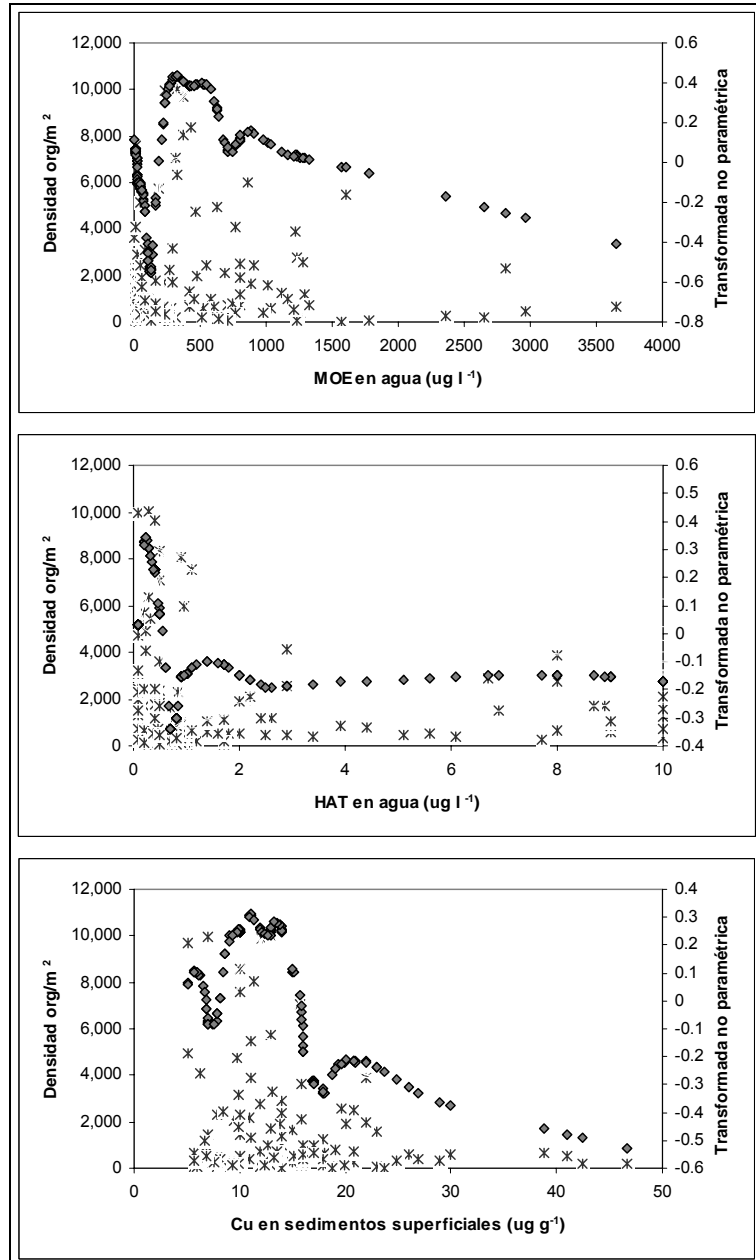


Figura A5. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con materia orgánica e hidrocarburos aromáticos en agua y Cu en sedimentos.

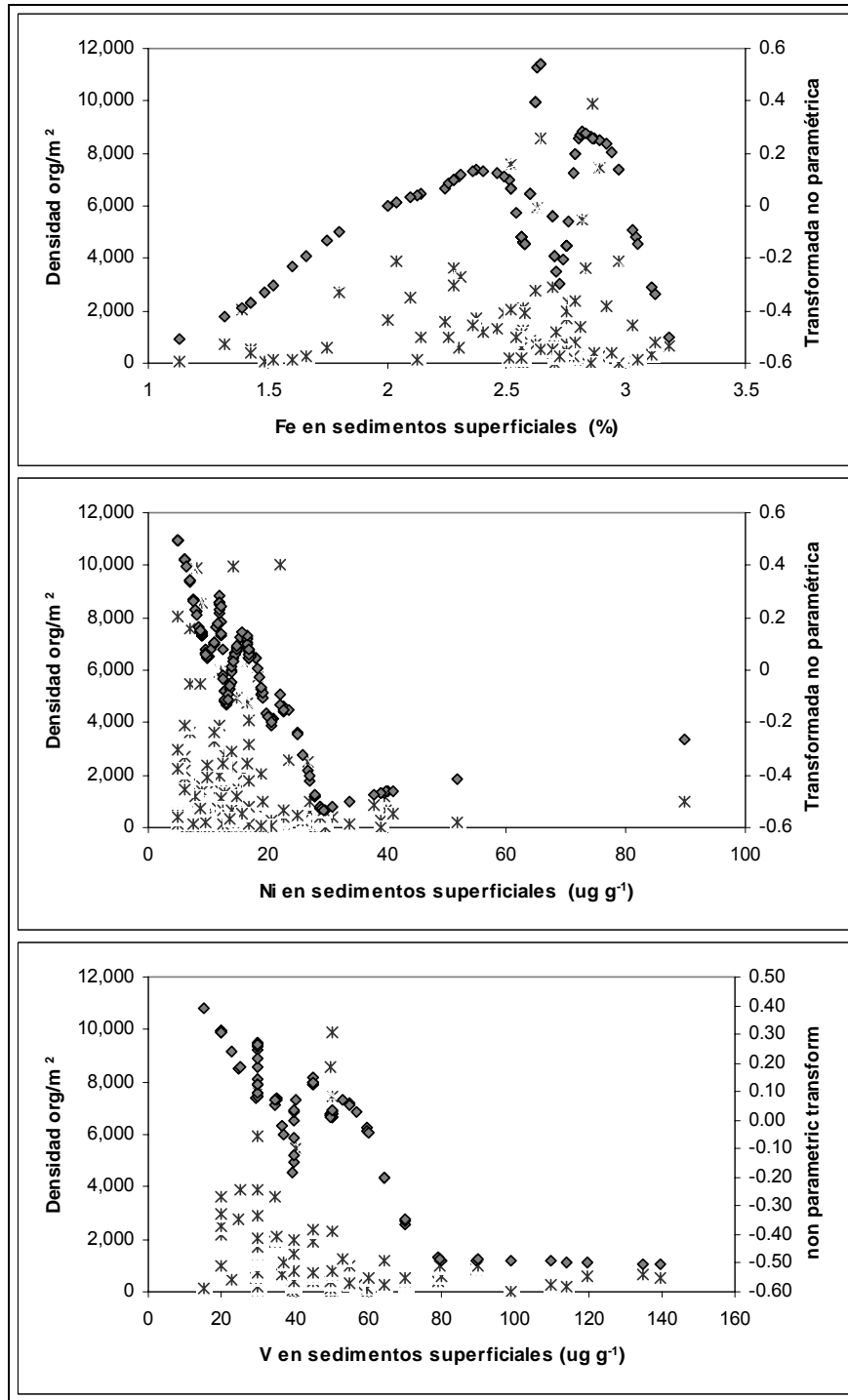


Figura A6. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con Fe, Ni y V en sedimentos.

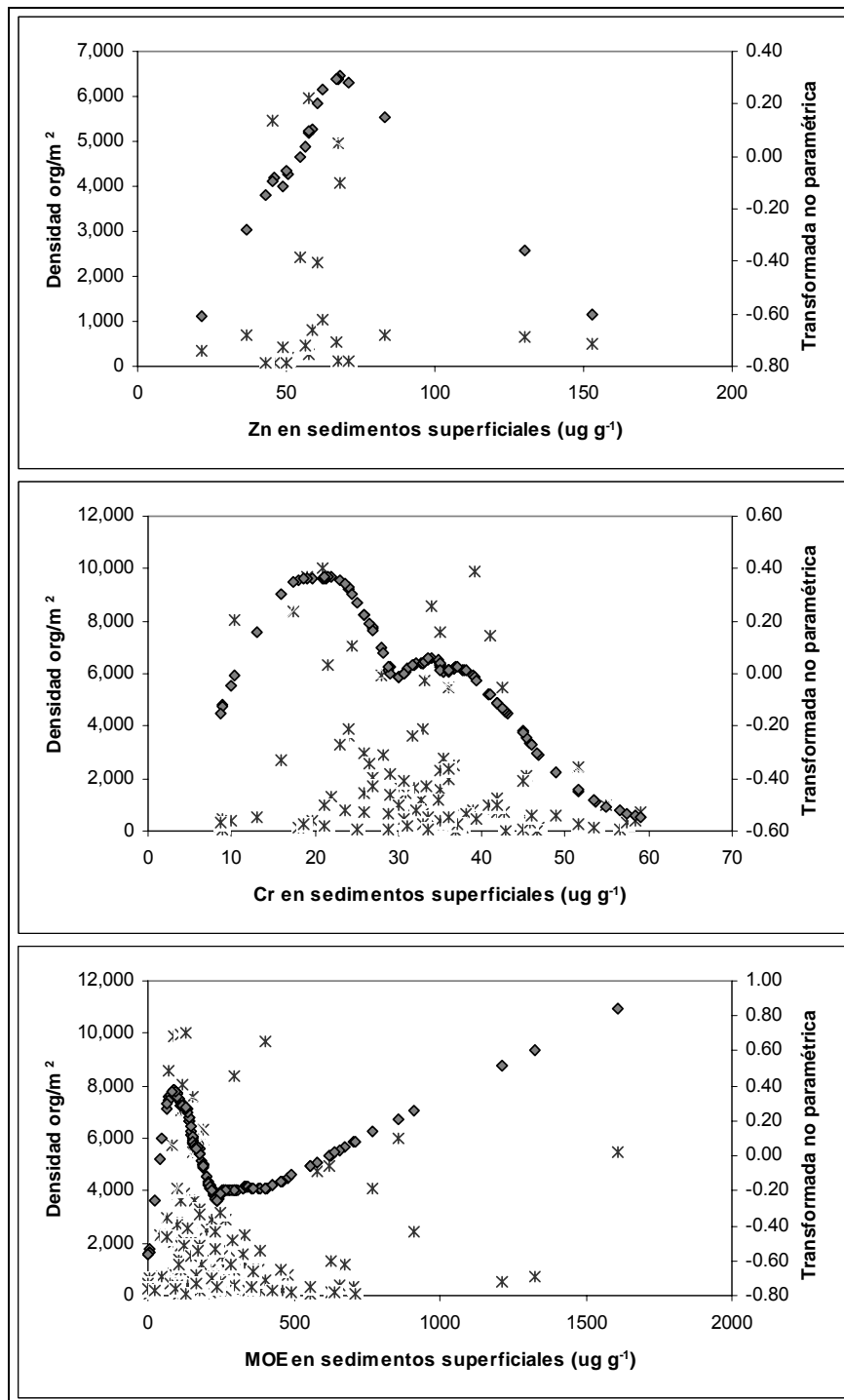


Figura A7. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con Zn, Cr y materia orgánica en sedimentos.

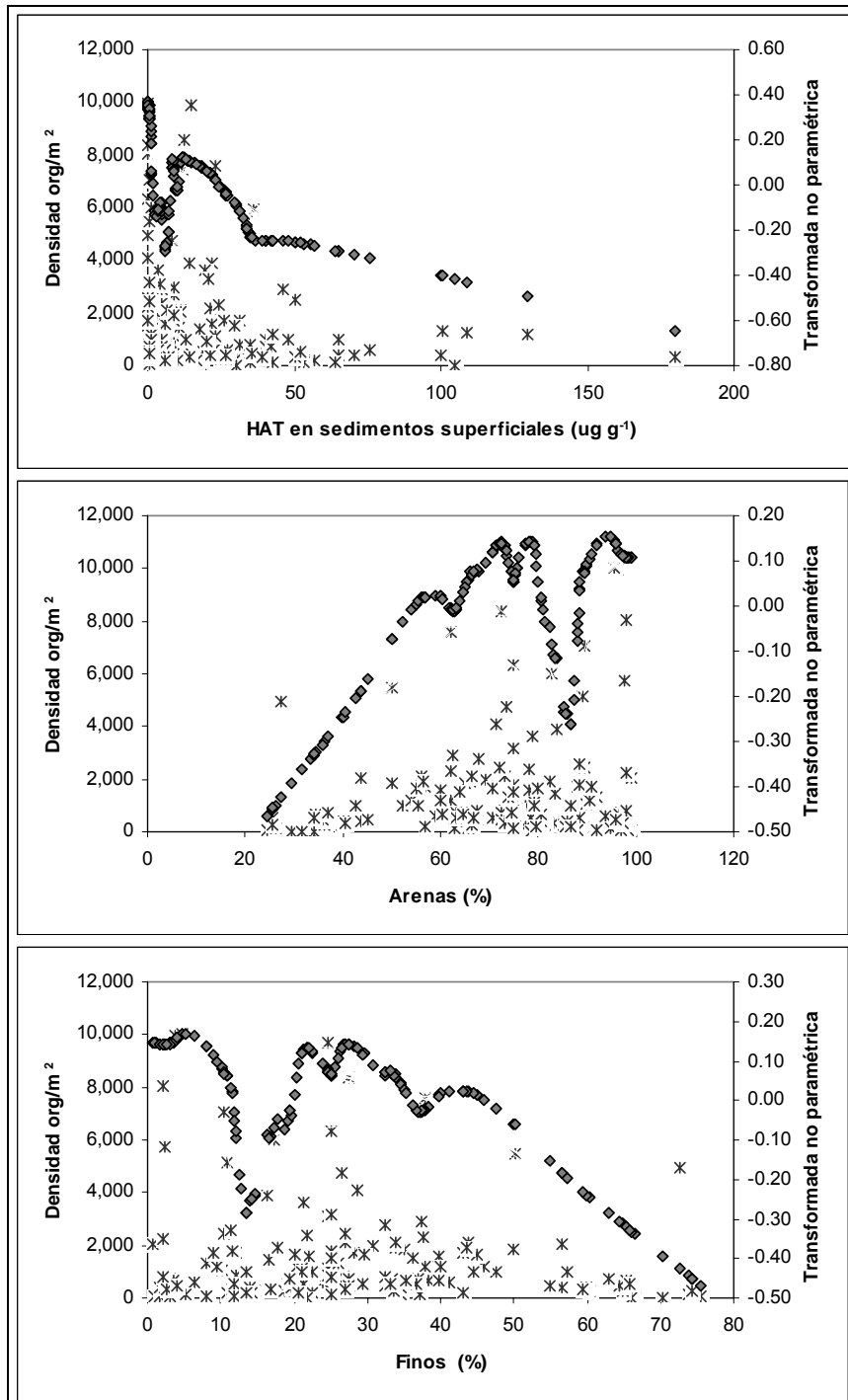


Figura A8. Modelo de la variabilidad de la densidad de moluscos con HAT, arenas y fracciones finas en sedimentos.

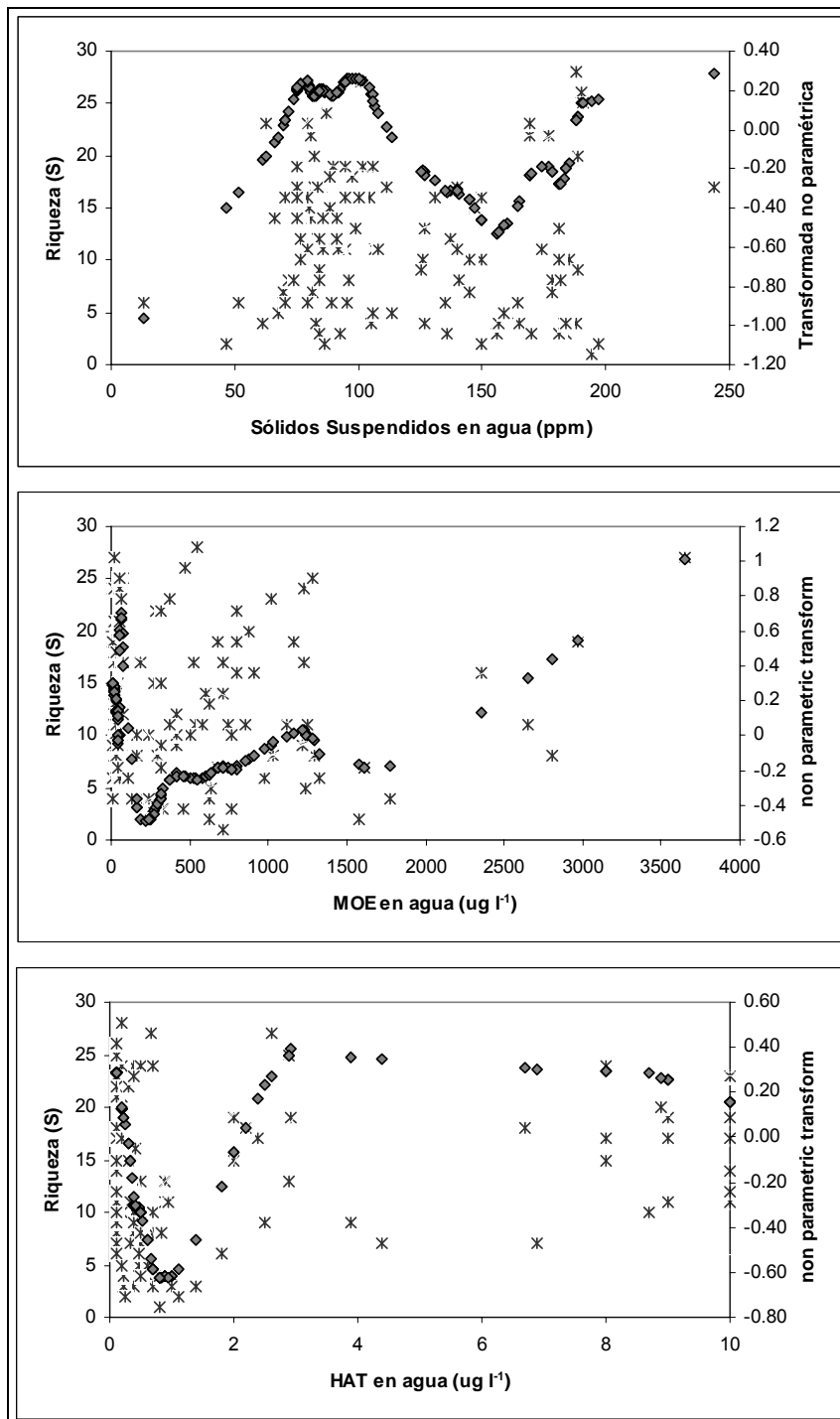


Figura A9. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con sólidos suspendidos, MOE e HAT en agua.

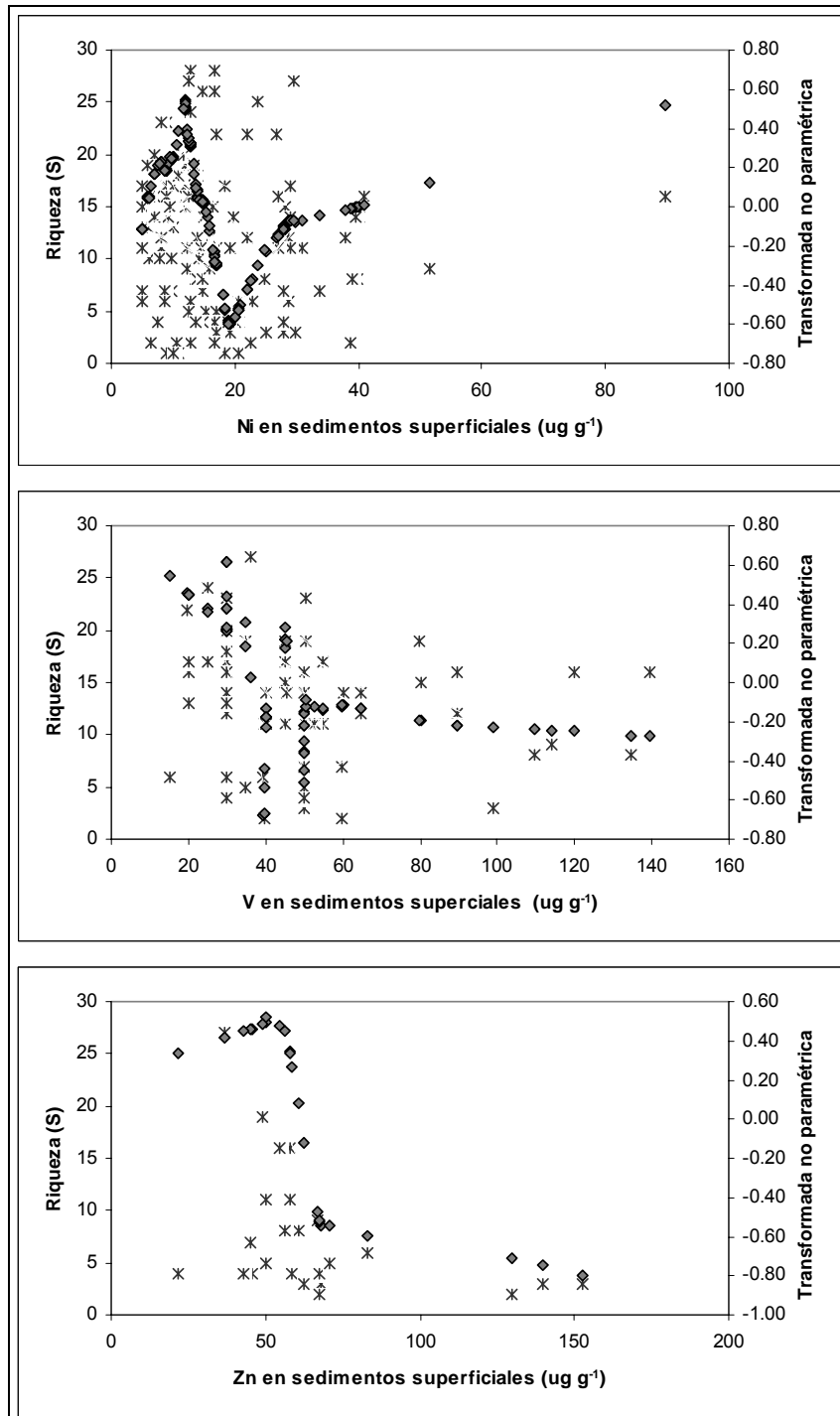


Figura A10. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con Ni, V y Zn en sedimentos.

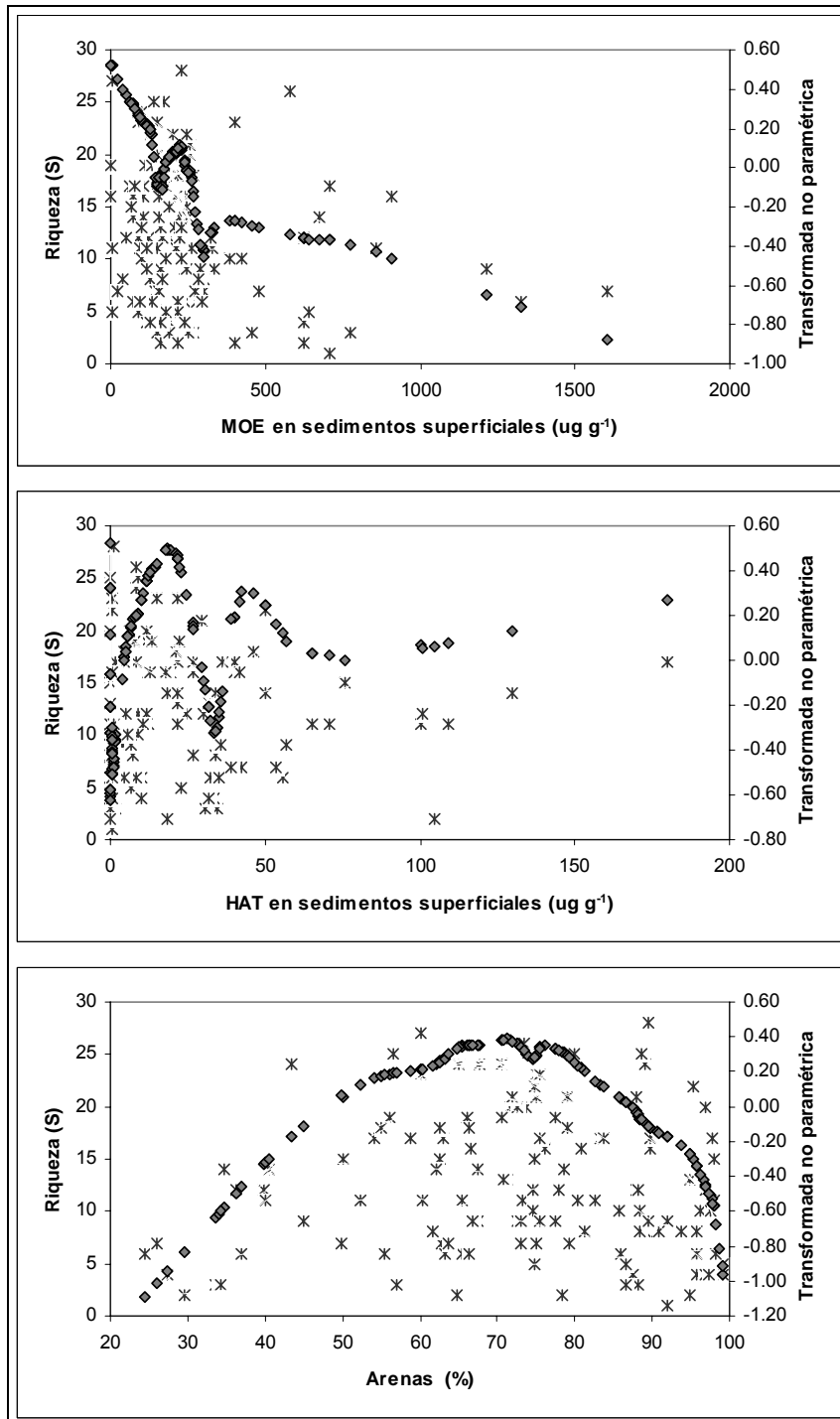


Figura A11. Modelo de la variabilidad de la riqueza de moluscos con MOE, HAT y arenas en sedimentos.



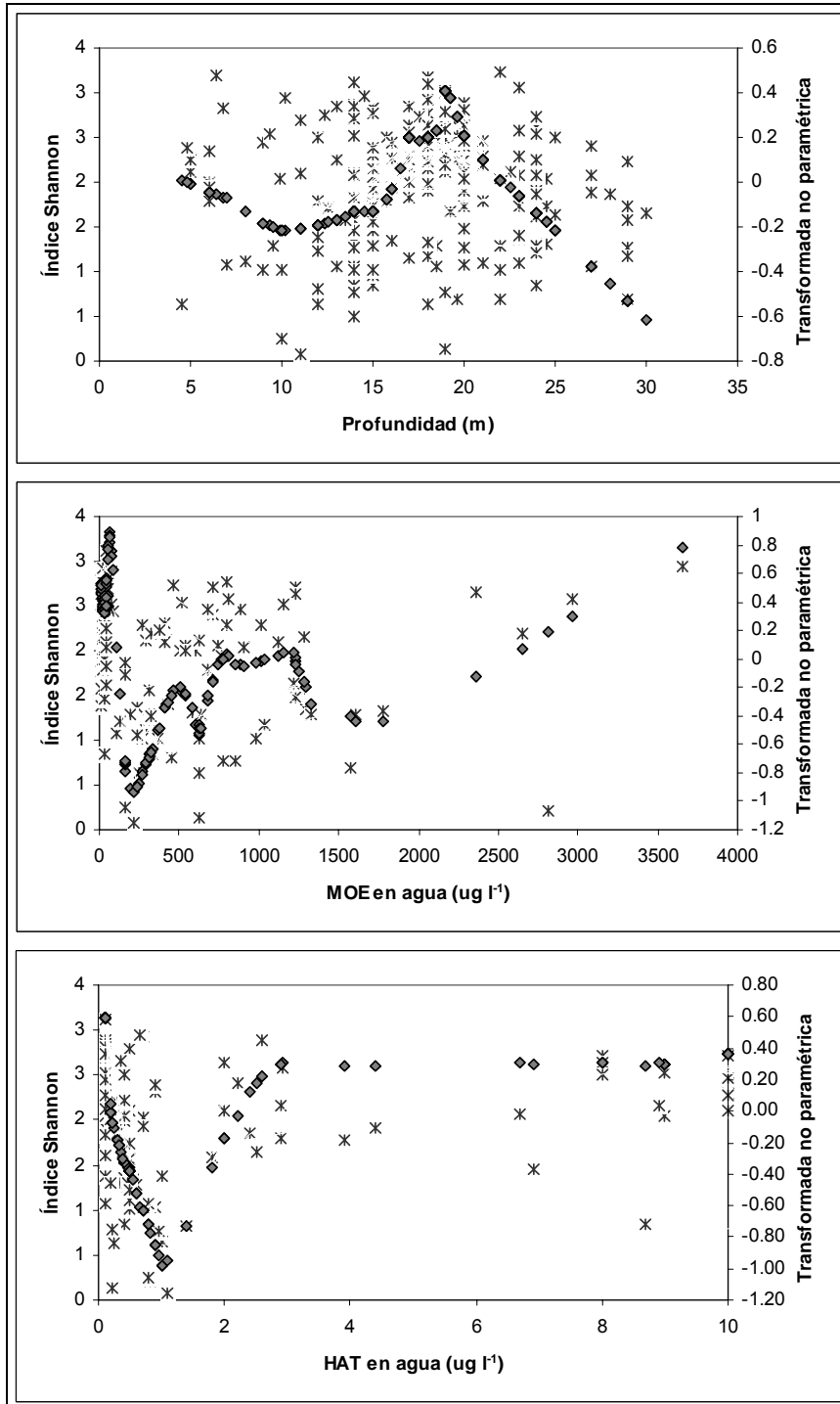


Figura A12. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con profundidad MOE y HAT en agua.

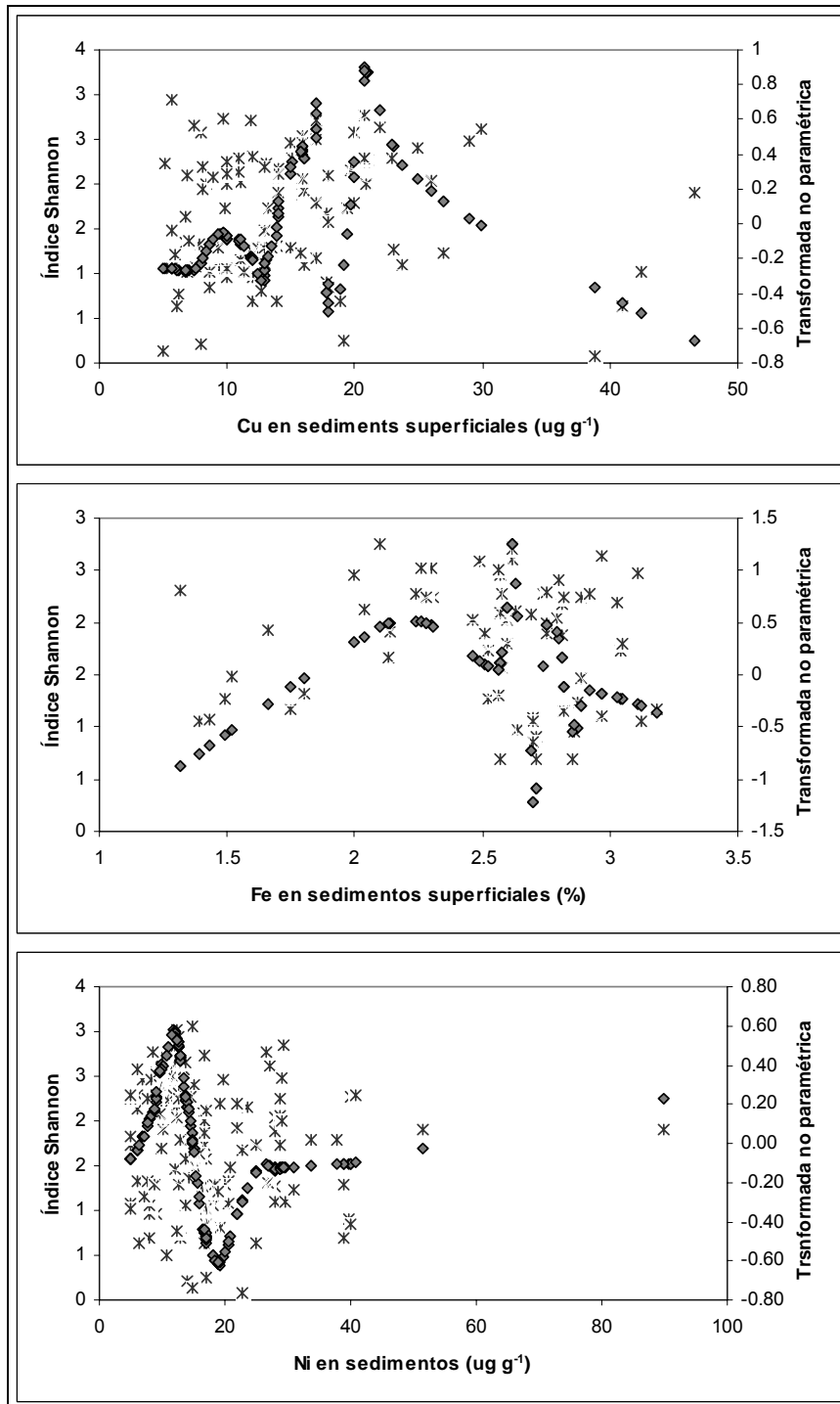


Figura A13. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con Cu, Fe y Ni en sedimentos.

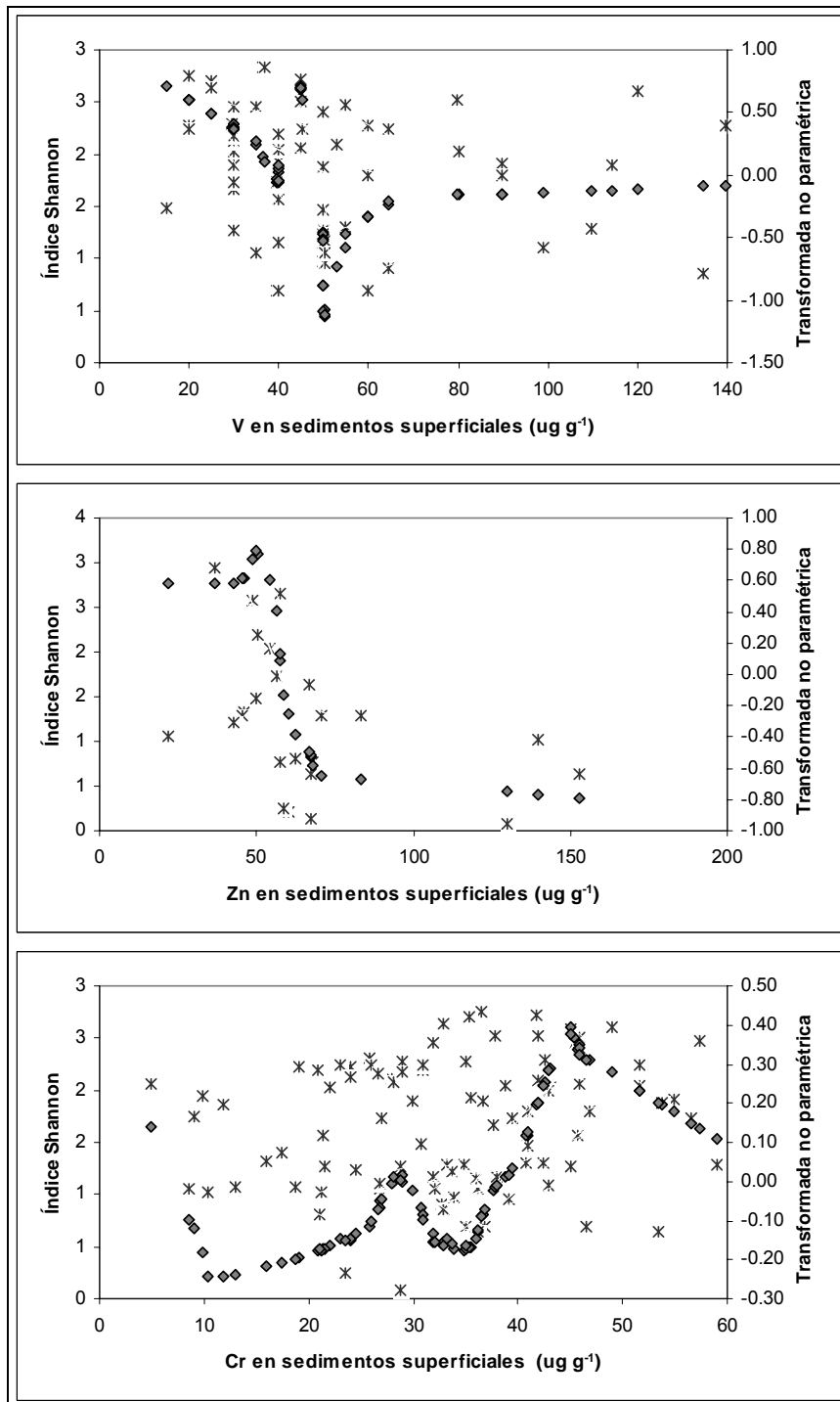


Figura A14. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con V, Zn y Cr en sedimentos.

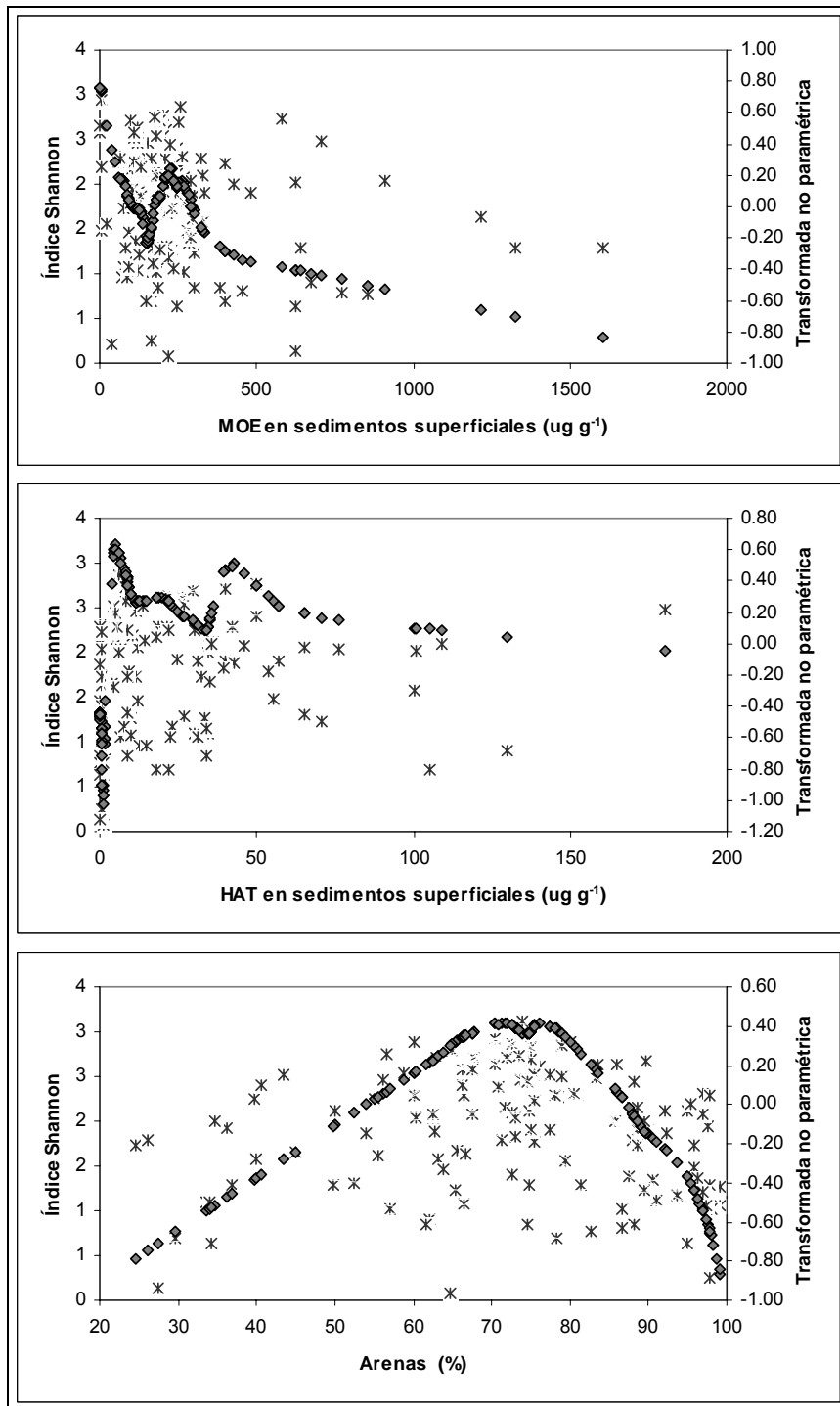


Figura A15. Modelo de la variabilidad de la diversidad de moluscos con profundidad MOE y HAT y arenas en sedimentos.

**6.2 Apéndice B.**

**Comportamiento Temporal de las  
Variables Ambientales en Agua y  
Sedimentos.**

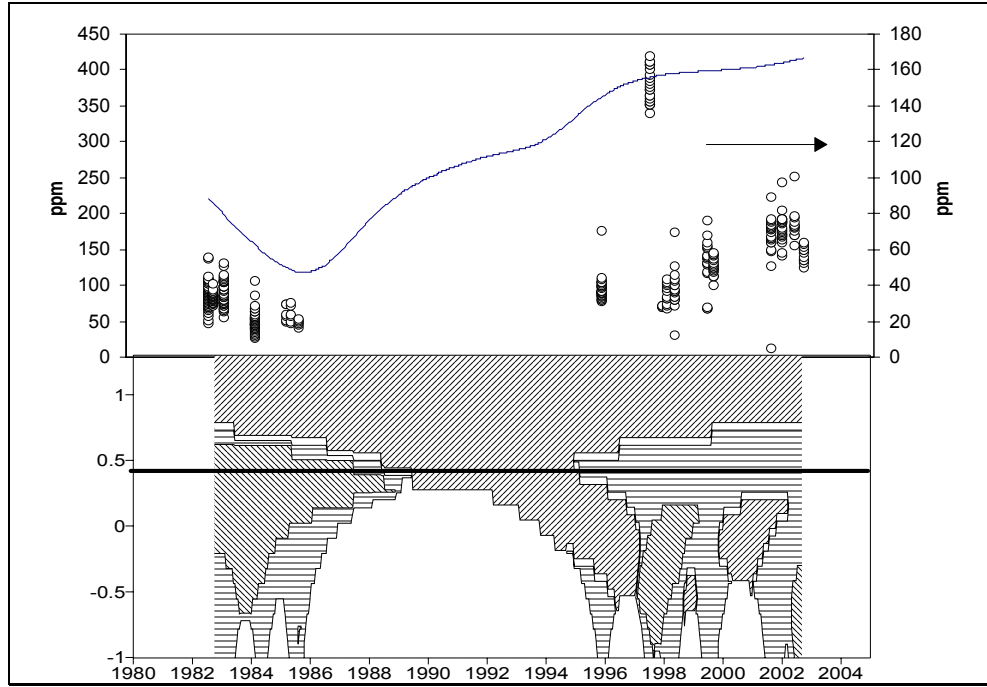


Figura B1. Comportamiento temporal de los sólidos suspendidos en agua

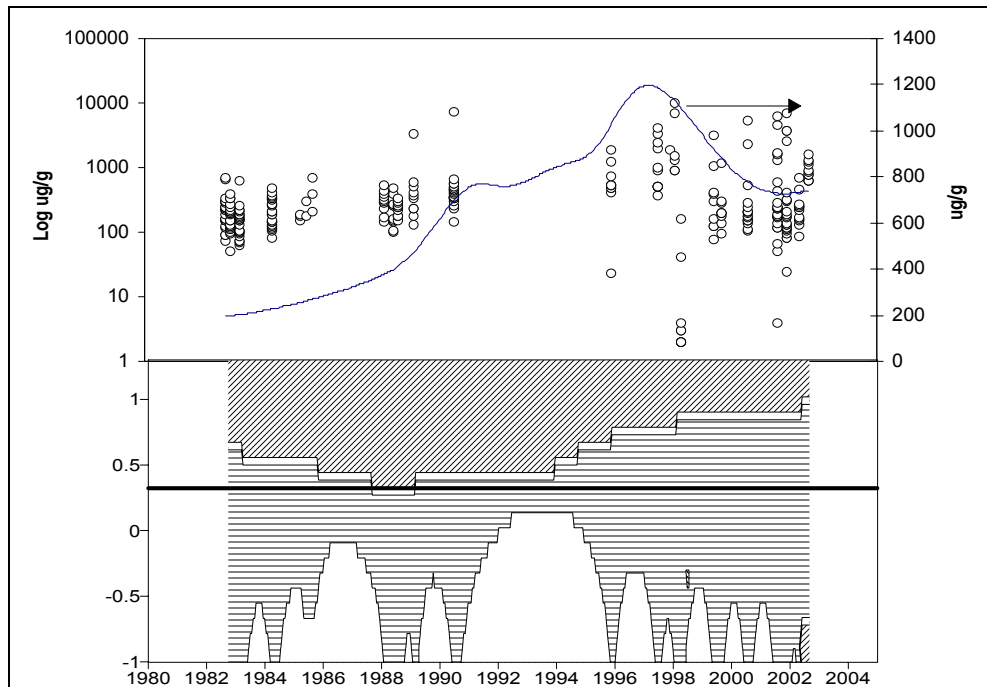


Figura B2. Comportamiento temporal de la materia orgánica en sedimento.

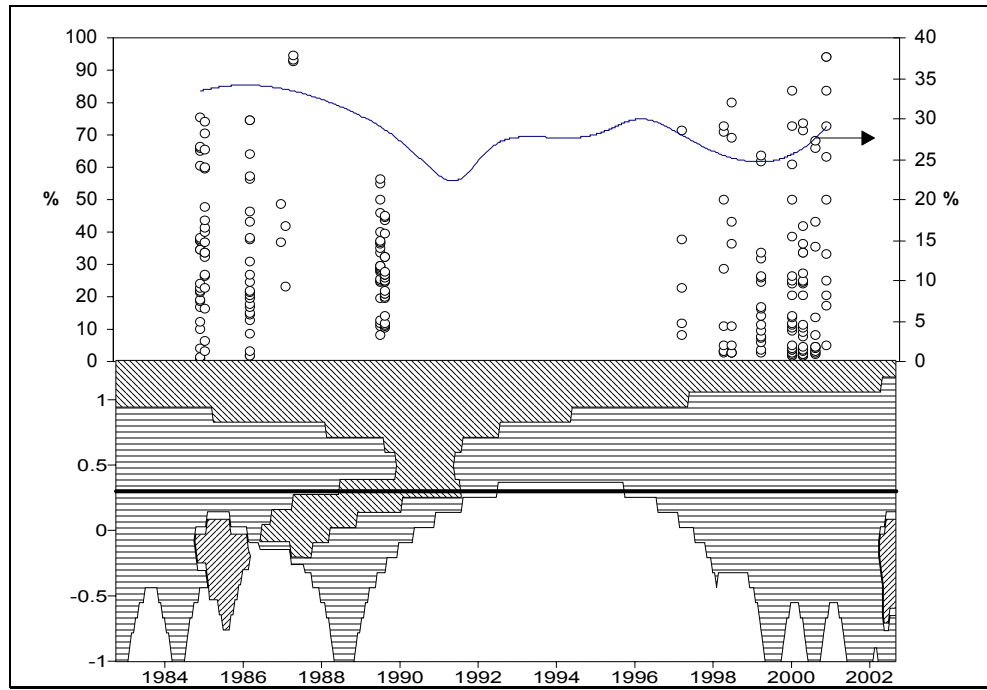


Figura B3. Comportamiento temporal del porcentaje de fracciones finas del sedimento

6.3 *Apéndice C.*

Tratamientos por Actividades / Eventos  
para las Características del Ambiente, los  
Contaminantes y la Comunidad de  
Moluscos.



**Tabla C1. Análisis de Varianza ANOVA del Tratamiento Sitios / Eventos en las BSC (significancia estadística de variables  $p < .05000^*$ ).**

	SS Efecto	GL Efecto	MS Efecto	SS Error	GL Error	MS Error	F	p
Sólidos Suspendidos (A)	<b>3.230</b>	<b>4</b>	<b>0.8076</b>	<b>45.85</b>	<b>230</b>	<b>0.1993</b>	<b>4.051172</b>	<b>0.003408</b>
Material Orgánico Extraíble (A)	<b>65.987</b>	<b>4</b>	<b>16.4967</b>	<b>635.14</b>	<b>294</b>	<b>2.1603</b>	<b>7.636169</b>	<b>0.000007</b>
Hidrocarburos Aromáticos (A)	9.879	4	2.4698	465.96	324	1.4381	1.717325	0.145802
Cu (S)	<b>4.775</b>	<b>4</b>	<b>1.1937</b>	<b>54.36</b>	<b>201</b>	<b>0.2705</b>	<b>4.413593</b>	<b>0.001929</b>
Fe (S)	<b>0.593</b>	<b>3</b>	<b>0.1975</b>	<b>4.89</b>	<b>139</b>	<b>0.0352</b>	<b>5.618475</b>	<b>0.001152</b>
Ni (S)	0.246	4	0.0615	49.04	240	0.2043	0.301110	0.877040
Pb (S)	<b>6.339</b>	<b>4</b>	<b>1.5847</b>	<b>54.65</b>	<b>151</b>	<b>0.3619</b>	<b>4.378840</b>	<b>0.002230</b>
V (S)	<b>5.808</b>	<b>4</b>	<b>1.4521</b>	<b>22.07</b>	<b>119</b>	<b>0.1855</b>	<b>7.828576</b>	<b>0.000012</b>
Zn (S)	<b>4.383</b>	<b>3</b>	<b>1.4609</b>	<b>28.07</b>	<b>74</b>	<b>0.3793</b>	<b>3.851299</b>	<b>0.012815</b>
Cr (S)	<b>7.783</b>	<b>4</b>	<b>1.9458</b>	<b>43.66</b>	<b>195</b>	<b>0.2239</b>	<b>8.690722</b>	<b>0.000002</b>
Material Orgánico Extraíble (S)	<b>12.667</b>	<b>4</b>	<b>3.1668</b>	<b>291.10</b>	<b>292</b>	<b>0.9969</b>	<b>3.176596</b>	<b>0.014117</b>
Hidrocarburos Aromáticos (S)	<b>33.590</b>	<b>4</b>	<b>8.3974</b>	<b>613.20</b>	<b>269</b>	<b>2.2795</b>	<b>3.683825</b>	<b>0.006125</b>
Arenas	1779.514	4	444.8786	98089.11	225	435.9516	1.020477	0.397515
Limos	1520.615	4	380.1538	73985.67	221	334.7768	1.135544	0.340608
Arcillas	106.415	3	35.4715	3087.96	206	14.9901	2.366326	0.072017
Fracciones finas	1790.499	4	447.6248	98215.03	225	436.5113	1.025460	0.394903
Densidad moluscos	<b>23.664</b>	<b>3</b>	<b>7.8880</b>	<b>503.41</b>	<b>258</b>	<b>1.9512</b>	<b>4.042633</b>	<b>0.007826</b>
Riqueza moluscos	122.056	2	61.0281	10289.35	214	48.0811	1.269275	0.283142
Diversidad Shannon moluscos	<b>3.458</b>	<b>3</b>	<b>1.1527</b>	<b>99.46</b>	<b>217</b>	<b>0.4583</b>	<b>2.515007</b>	<b>0.059283</b>

\* En negritas se marcan las variables que presentan diferencias estadísticamente significativas entre sitios / eventos

## **7 Anexos**

Anexo 1. González-Macías, C., Schifter, I., Lluch-Cota, D.B. Méndez-Rodríguez, L., Hernández-Vázquez, S. 2006. Distribution, Enrichment and Accumulation of Heavy Metals in Coastal Sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environmental Monitoring and Assessment*. 118:211-230.

Anexo 2. González-Macías, C., Schifter, I., Lluch-Cota, D.B. Méndez-Rodríguez, L., Hernández-Vázquez, S. 2007. Environmental Assessment of Aromatic Hydrocarbons – Contaminated Sediments of the Mexican Salina Cruz Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*. Online 13/02/2007.